

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**FERRAMENTA COMPUTACIONAL PARA AVALIAÇÃO DE RISCO À
SAÚDE HUMANA EM ÁREAS CONTAMINADAS - CASO DE ESTUDO:
ATERRO CONTROLADO DO JÓQUEI CLUBE DE BRASÍLIA/DF**

FELIPE LEITE NISIYAMA

ORIENTADOR: PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, PhD

COORIENTADOR: PROF. LUCIANO SOARES DA CUNHA, DSc

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM GEOTECNIA

PUBLICAÇÃO: G.DM - 328/2019

BRASÍLIA/DF: JULHO/2019

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**FERRAMENTA COMPUTACIONAL PARA AVALIAÇÃO DE RISCO À
SAÚDE HUMANA EM ÁREAS CONTAMINADAS - CASO DE ESTUDO:
ATERRO CONTROLADO DO JÓQUEI CLUBE DE BRASÍLIA/DF**

FELIPE LEITE NISIYAMA

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS
PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.**

APROVADA POR:

PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, PhD (UnB)
(ORIENTADOR)

PROF. LUCIANO SOARES CUNHA, DSc (UnB)
(COORIENTADOR)

PROF. NEWTON MOREIRA DE SOUZA, PhD (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

PROFA. ELISABETH RITTER, DSc (UERJ)
(EXAMINADOR EXTERNO)

DATA: BRASÍLIA/DF, 05 de JULHO de 2019.

FICHA CATALOGRÁFICA

NISIIYAMA, FELIPE LEITE

Ferramenta computacional para avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas - Caso de Estudo: Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília/DF [Distrito Federal] 2019

xvii, 202p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Geotecnia, 2019).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental

1. Avaliação de risco à saúde humana

2. Contaminação

3. Aterro Controlado do Jóquei Clube

4. Ferramenta computacional

I. ENC/FT/UNB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

NISIIYAMA, F. L. (2019). Ferramenta computacional para avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas - Caso de Estudo: Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília/DF. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-238/2019, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 202 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Felipe Leite Nisiyama

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Ferramenta computacional para avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas - Caso de Estudo: Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília/DF

GRAU/ANO: Mestre/2019

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Felipe Leite Nisiyama

SMT Conjunto 9 Lote 3A – Taguatinga Sul

72023-445 – Brasília/DF – Brasil

felipenisiyama@gmail.com

DEDICATÓRIA

Aos meus avós, principalmente aos que já se foram,
por acreditarem no poder transformador da educação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade de Brasília (UnB), pela formação acadêmica e pessoal, e ao suporte financeiro fornecido pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Agradeço também à CEB Geração S/A e CEB Lajeado S/A pela parceria com a UnB, resultando no projeto de Pesquisa e Desenvolvimento do qual faço parte.

Agradeço também ao meu orientador e coorientador, André e Luciano, respectivamente, pelo apoio fornecido e a confiança depositada durante a realização deste trabalho. Aos demais professores do Departamento de Geotecnia, agradeço a dedicação e os conhecimentos adquiridos durante a realização das disciplinas. Ainda, agradeço aos ex-alunos do Instituto de Geociências, Ricardo e Heitor, pelos esclarecimentos prestados acerca dos estudos pioneiros que realizaram no Aterro Controlado do Jockey Club em 1996.

Aos amigos do Departamento de Geotecnia, especialmente a Leonardo, Mariana e Manuelle, agradeço pelas discussões e por terem se tornado amizades que almejo levar para a vida. Aos colegas e integrantes do grupo de pesquisa GeoFluxo, sou grato pelas contribuições dadas durante os seminários de pesquisa.

Aos amigos de longa data, Hygor, Amanda e Geovana, agradeço por terem sempre permanecido próximos e disponíveis a fornecer um ombro amigo, e aos demais, por ter tido a oportunidade de compartilhar momentos maravilhosos, ainda que fruto de uma convivência mais recente.

Em especial, agradeço à Margot, pelo amor, companheirismo e por compreender os momentos de ausência ocasionados pela conclusão deste trabalho.

Por fim, agradeço aos meus pais, Carlos e Maria da Paz, pela fonte inesgotável de amor e carinho e por sempre me apoiarem em minhas escolhas e decisões. Ainda, agradeço às minhas irmãs, Lorena e Amanda, mulheres que são sinônimo de força e nas quais busco me inspirar.

RESUMO

Atualmente, entende-se que o gerenciamento de áreas contaminadas está em grande parte condicionado à necessidade de adotar medidas voltadas para a proteção da saúde humana e dos diversos bens de interesse comum da sociedade. Sob esse entendimento, a avaliação de riscos à saúde humana permite obter evidências da forma com que as áreas contaminadas se traduzem em riscos à saúde dos indivíduos que residem ou desempenham alguma atividade em sua proximidade. Tais evidências fornecem subsídios a tomada de decisão voltada para a remediação destas, com abordagens baseadas na minimização desses riscos. Nesse contexto, a existência de áreas da disposição final inadequada de resíduos sólidos no Brasil suscita questionamentos acerca do passivo ambiental nestas e os possíveis riscos a saúde humana decorrentes disso. Assim, este trabalho se propôs a apresentar uma ferramenta computacional que dê suporte a realização de avaliações de risco à saúde humana em áreas contaminadas e, por meio desta, estudar o caso do antigo Aterro Controlado do Jóquei Clube (ACJC), no Distrito Federal, no qual a disposição inadequada de resíduos sólidos foi realizada por décadas.

A ferramenta foi concebida com base na metodologia de avaliação de riscos à saúde humana da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. A implementação desta se deu em interface gráfica com funcionalidades específicas que permitem auxiliar a realização de avaliações desse tipo e tentando-se garantir a maior acessibilidade possível para possíveis agentes externos que venham a utilizá-la. No caso de estudo realizado para o ACJC, identificou-se que ao fim da década de 90 já haviam indícios de um processo de contaminação da zona não saturada e saturada. Nessa mesma década, observou-se um intenso processo de ocupação das áreas adjacentes ao aterro, configurando assim a existência de zonas de possível exposição das populações presentes nessas áreas aos compartimentos ambientais contaminados. Três zonas foram avaliadas neste trabalho e os possíveis caminhos de exposição dos contaminantes às populações presentes nelas foram caracterizados. Utilizando-se modelagens matemáticas analíticas de transporte de contaminantes e dados de amostragens, foram propostos cenários de contaminação das águas subterrâneas e dos solos superficiais para essas zonas, para o intervalo de tempo entre 1996 e 2019. As espécies químicas para as quais estes cenários foram propostos foram: Amônia, Nitrato, Cd, Pb, Mn, Ni, Zn, Cu, Cr, Hg. As informações supracitadas foram utilizadas como dados de entrada para a ferramenta computacional proposta, onde, primeiramente, procedeu-se a quantificação da exposição no Módulo de Avaliação da Exposição. Adotando-se parâmetros de exposição que descrevem os usos e padrões de atividades humanas nas zonas avaliadas, quantificaram-se, pela ferramenta, as exposições por ingestão e contato dermal às águas subterrâneas e aos solos superficiais segundo cenários de tendência central (mediana) e maximizados (percentil 95). Atribuindo-se valores de toxicidade às espécies químicas, com base em um banco de dados interno da ferramenta, pôde-se caracterizar os riscos à saúde das populações presentes nas zona avaliadas. Para todas as espécies químicas, a ingestão de meios contaminados (solo ou água) representou a componente que mais contribui para o risco de efeitos adversos. Com relação à efeitos não cancerígenos, constatou-se que o Pb foi a única espécie química que apresentou valores medianos de indicadores de risco em níveis que poderiam levar à efeitos adversos. O Cd apresentou valores de percentil 95 que suscitam alguma preocupação. Pb e Cr, que são comprovadamente cancerígenos, ocorrem em níveis que levam a obtenção de valores toleráveis de riscos de câncer, mesmo considerando as estimativas dos percentis 95 destes. Por fim, constatou-se que os valores de investigação das resoluções CONAMA, resultam, de fato, em valores protetivos à saúde humana – considerando os cenários de exposição estudados – para Pb e Cd, porém, isto não é verificado para o Cr.

ABSTRACT

NISIIYAMA, F. L. (2019). *Computational tool for human health risk assessment – Case study: Jockey Club (Brasília/DF) inadequate waste disposal site*. (Unpublished master's thesis). University of Brasília, Brasília, Brazil, 202 p.

Nowadays, it is acknowledged that contaminated site management is to a great extent conditioned to the necessity of adopting measures for the protection of human health and the common good. In this sense, the human health risk assessment gives evidence of the way in which the existence of contaminated sites poses health risks for the individuals that live or engage in activities nearby these sites. This evidence provides information to remedial actions decision making, based on risk minimization approaches. In this context, the existence of inadequate waste disposal areas in Brazil raises concerns about the contamination resultant of it and the potential related human health risks. Therefore, this thesis has presented a computational tool that gives support for conducting human health risk assessments in contaminated sites and, by means of it, presented a case study of the old Jockey Club Landfill (JCL), in which waste had been inadequately disposed for decades.

The tool was conceived based on the United States Environmental Protection Agency guidance for conducting human health risk assessments and implemented on a graphical user interface with specific functionalities that support carrying out these assessments. It was proposed in such a way that accessibility to possible users was maximized. In the JCL case study, it was identified that, by the end the 90's, there were already indications of a contamination process in the unsaturated and saturated zones. At the same time, an intense urbanization process nearby the landfill was established, characterizing the existence of possible exposure zones to the contaminated environmental compartments. Three zones were assessed, and the possible exposure pathways related to them were characterized. Using analytical modelling to describe the transport of substances through the saturated zone or by means of monitoring data, contamination scenarios were proposed for the groundwater and surface soils in the exposure zones, considering a exposure period that ranged from 1996 to 2019. The scenarios were proposed for the following chemical species: Ammonia, Nitrate, Cd, Pb, Mn, Ni, Zn, Cu, Cr, Hg. The above-mentioned information was used as the main input for the tool, where, initially, the exposure for these chemicals was quantified in the Exposure Assessment Module. For such, exposure parameters representative of the land uses and human activities patterns in the exposure zones were adopted, and the exposure was quantified – for ingestion and dermal contact exposure routes – considering central tendency (median) and maximized (95th percentile) contamination scenarios. By identifying adequate toxicity values, based on an internal database of the tool, human health risks were characterized. With respect to this characterization it was concluded that, for all chemicals, the ingestion of contaminated media (water or soil) is the exposure route that contributes the most to adverse effects occurrence risks. Considering noncarcinogenic effects, Pb was the only chemical that presented central tendency risk indicators values above the level that can lead do adverse effects. Cd 95th percentile risk indicators values were also above this level. Pb and Cr, proven to be carcinogenic, occur in levels that pose tolerable cancer risks, even when considering the 95th of these levels. Lastly, it was found that investigation guideline values, for Pb and Cd, proposed by the Brazilian legislation are – for the exposure scenarios studied –, in fact, protective of human health, whereas for Cr this could not be observed.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. JUSTIFICATIVA E MOTIVAÇÃO.....	2
1.2. OBJETIVOS.....	2
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS	4
2.1.1. DISPOSIÇÃO FINAL DE REJEITOS POR ATERRAMENTO	5
2.1.2. GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO DF	11
2.1.3. CONTAMINAÇÃO POR DISPOSIÇÃO INADEQUADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS	18
2.2. DIAGNÓSTICO GEOAMBIENTAL DE ÁREAS CONTAMINADAS	29
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	36
3.1. AVALIAÇÃO DE RISCOS À SAÚDE HUMANA EM ÁREAS CONTAMINADAS	36
3.2. COLETA DE DADOS E AVALIAÇÃO – USEPA (1989).....	41
3.3. AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO – USEPA (1989).....	44
3.3.1. INGRESSO POR EXPOSIÇÃO À ÁGUA CONTAMINADA	50
3.3.2. INGRESSO POR EXPOSIÇÃO À SOLO CONTAMINADO	58
3.4. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE – USEPA (1989).....	62
3.4.1. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE PARA EFEITOS NÃO CANCERÍGENOS .	63
3.4.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE PARA EFEITOS CANCERÍGENOS	66
3.5. CARACTERIZAÇÃO DO RISCO – USEPA (1989).....	69
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	73
4.1. LOCALIZAÇÃO E CONTEXTUALIZAÇÃO.....	73
4.2. HISTÓRICO DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO ANTIGO ACJC.....	75
4.3. CLIMA	80
4.4. GEOMORFOLOGIA	83
4.5. HIDROGRAFIA.....	85
4.6. GEOLOGIA	87
4.7. PEDOLOGIA	90
4.8. HIDROGEOLOGIA.....	95
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	101

5.1. ESTRUTURA METODOLÓGICA GERAL DA DISSERTAÇÃO.....	101
5.2. DESENVOLVIMENTO CONCEITUAL DA FERRAMENTA.....	101
5.3. IMPLEMENTAÇÃO DA FERRAMENTA EM INTERFACE GRÁFICA	107
5.4. ELABORAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO.....	109
5.5. IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS POSSÍVEIS CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO	114
5.6. PROPOSIÇÃO DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO PARA O ACJC.....	114
6. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	121
6.1. MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO	121
6.2. USO E OCUPAÇÃO E CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO ANALISADOS	134
6.3. PROPOSTA DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO	141
6.3.1. CONTAMINAÇÃO DA ZONA SATURADA	141
6.3.2. CONTAMINAÇÃO DA ZONA NÃO SATURADA.....	149
6.4. AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO.....	151
6.5. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE	158
6.6. CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS	163
7. CONCLUSÕES	174
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	178
ANEXO A – AMOSTRAGEM REALIZADA POR PEREIRA ET AL. (1997).	194
ANEXO B – RESUMO DOS PONTOS DA ZONA SATURADA AMOSTRADOS POR ARAÚJO (1996), FRANCO (1996), PEREIRA ET AL. (1997) E CARNEIRO (2002).....	196
ANEXO C – AMOSTRAGEM DO CHORUME E DA ZONA NÃO SATURADA REALIZADA POR SANTOS (1996).....	200
ANEXO D – AMOSTRAGEM E ANÁLISE DE SOLOS SUPERFICIAIS REALIZADA POR SANTANA ET AL. (2008)	201
APÊNDICE A – INTERFACE GRÁFICA DA FERRAMENTA.....	202

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Classificação dos resíduos sólidos segundo a NBR 10004:04 (ABNT, 2004).....	4
Figura 2.2 - Tipos de disposição final adotados pelos municípios de cada região do Brasil. Dados de Abrelpe (2017)	11
Figura 2.3 – Gestão integrada de resíduos sólidos. Adaptado de Marshall & Farahbakhsh (2013).	12
Figura 2.4 - Instrumentos de gestão aplicáveis ao contexto do DF. Adaptado de Distrito Federal (2018).	13
Figura 2.5 - Rota tecnológica dos resíduos do DF. Adaptado de SLU (2018a).	15
Figura 2.6 – Evolução da composição dos efluentes gasosos e líquidos com a idade da decomposição. Adaptado de Kjeldsen et al. (2002).	24
Figura 2.7 – Mecanismos típicos de transporte de contaminantes em meios porosos	26
Figura 2.8 - Fluxograma das etapas de avaliação do passivo ambiental. Modificado de ABNT (2007).	30
Figura 3.1 - Etapas de avaliação de risco à saúde humana segundo as metodologias propostas por WHO (2010) e USEPA (1989a).	38
Figura 3.2 – Etapas da avaliação da saúde pública segundo a ATSDR. Adaptado de ASTDR (2005).	39
Figura 3.3 – Detalhamento da etapa de Avaliação da Exposição. Adaptado de (USEPA, 1989a)	45
Figura 3.4 – Destino de contaminantes em solo ou água subterrâneas. Adaptado de USEPA (1989a).	47
Figura 3.5 – Massa acumulada do composto que penetra a pele por tempo. Adaptado de WHO (2006)	54
Figura 3.6 – Ábaco para obtenção de FA em função de B e τ_{evento} . Adaptado de Reddy et al. (2000).	56
Figura 3.7 – Relação dose-resposta para um composto hipotético. Modificado de Moffett et al. (2015)	64
Figura 3.8 – Determinação do POD e extrapolação da região de observação no estudo da dose-resposta. Adaptado de Vallero (2003).	68
Figura 4.1 – Localização do ACJC e unidades de conservação (UC) em sua proximidade. Dados obtidos em SEGETH (2019a).	74
Figura 4.2 – Disposição de resíduos no ACJC entre 1964 – 1997, e dados de furos realizados por Água & Terra (2006).	76
Figura 4.3 – Evolução da disposição de resíduos no ACJC entre 2002 e 2018.	78
Figura 4.4 - Evolução da disposição de resíduos sólidos urbanos no ACJC. Fontes: Carneiro (2002) e SLU (2019).	79
Figura 4.5 – Composição gravimétrica dos resíduos do DF.	80
Figura 4.6 – Normal climatológica (1989-2018) da precipitação média mensal e a sua variabilidade. Dados de INMET (2019).	81
Figura 4.7 – Normal climatológica (1989-2018) da temperatura média mensal e a sua variabilidade. Dados de INMET (2019).	82
Figura 4.8 - Normal climatológica (1989-2018) da umidade relativa média mensal e a sua variabilidade. Dados de INMET (2019).	82
Figura 4.9 – Compartimentação geomorfológica do DF segundo o ZEE (2011).	84
Figura 4.10 – Altimetria e compartimentação geomorfológica nas adjacências do ACJC.....	85
Figura 4.11 – Hidrografia do DF e contextualização do ACJC.	86

Figura 4.12 - Mapa geológico do Distrito Federal. Adaptado de Freitas-Silva & Campos (1998)	88
Figura 4.13 – Sequência estratigráfica das formações do Grupo Paranoá de maior ocorrência no DF. Modificado de Campos et al. (2013).	89
Figura 4.14 – Mapa pedológico do Distrito Federal. Dado de Reatto et al. (2004)	91
Figura 4.15 – Classes de solo na área ocupada pelo ACJC e adjacências. Dados de Reatto et al. (2004).	93
Figura 4.16 – Mapa hidrogeológico do Distrito Federal. Fonte: ZEE (2011)	97
Figura 4.17 – Compartimentos hidrogeológicos na área do ACJC e adjacências. Dados de ZEE (2011).	98
Figura 4.18 – Modelo hidrogeológico para a região do ACJC proposto por Pereira et al. (1997).	100
Figura 5.1 – Estrutura metodológica geral da dissertação	101
Figura 5.2 – Fluxograma conceitual do Módulo Inicial	102
Figura 5.3 – Fluxograma conceitual do Módulo de Avaliação da Exposição	103
Figura 5.4 – Fluxograma conceitual do Módulo de Avaliação da Toxicidade	105
Figura 5.5 – Fluxograma conceitual do Módulo de Caracterização dos Riscos	106
Figura 5.6 - Fluxograma referente aos materiais e métodos utilizados na elaboração do modelo conceitual da contaminação no ACJC	111
Figura 5.7 – Exemplificação da abordagem utilizada para seleção de pontos cotados em 1991.	112
Figura 5.8 – Exemplificação da abordagem utilizada para seleção de pontos cotados em 1997.	112
Figura 5.9 - Condições de contorno e iniciais utilizadas para a estimativa dos cenários de contaminação atuais da zona saturada no ACJC.	116
Figura 6.1 – Topografia original reconstituída na área do ACJC e entorno.	122
Figura 6.2 – Superfície freática e isolinhas correlatas obtidas por Stollberg & Weiß (2011).	122
Figura 6.3 – Croqui de localização das seções realizadas e das sondagens de Pereira et al. (1997) e representação dessas seções no modelo tridimensional.	123
Figura 6.4 – Descrição das seções A e B realizada no modelo tridimensional elaborado para o ACJC.	124
Figura 6.5 – Condutividade elétrica das águas subterrâneas na porção sul do ACJC	126
Figura 6.6 – Distribuição da condutividade elétrica na porção a oeste e sudoeste do ACJC. Dados compilados de Pereira et al. (1997), Franco (1996) e Araújo (1996).	129
Figura 6.7 – Evolução da ocupação das áreas adjacentes ao ACJC entre 1991 e 1997	136
Figura 6.8 – Fontes de abastecimento utilizadas nas chácaras próximas ao córrego Cabeceira do Valo. Dados de GREENTEC (2012a)	137
Figura 6.9 – Uso e ocupação atual das áreas detalhadas na Figura 6.7	138
Figura 6.10 – Possíveis zonas de exposição consideradas para a região adjacente ao ACJC	139
Figura 6.11 – Registros fotográficos atuais das possíveis zonas de exposição: a) Zona 1 ; b) Zona 2; c) Zona 3. Fontes: a) e b) própria autoria, c) Google Street View	140
Figura 6.12 – Gradientes e direções de fluxo para as zonas em análise	145
Figura 6.13 – Cenários de contaminação para Amônia (Zona 1) e a média aritmética destes cenários	146
Figura 6.14 – Cenários de contaminação atuais da zona saturada para as zonas em análise próximas ao ACJC (Amônia, Nitrato, Cd, Ni).	147
Figura 6.15 - Cenários de contaminação atuais da zona saturada para as zonas em análise próximas ao ACJC (Zn, Mn, Pb)	148

Figura 6.17 – Contribuição percentual média dos caminhos de exposição para os valores de QR_{total} e SF_{total}	166
Figura 6.18 – Efeitos à saúde humana relacionados à concentração sanguínea de chumbo. Adaptado de OEHHA (2009).....	167
Figura 6.19 - Variação do quociente de risco não cancerígeno com a concentração de chumbo e cádmio	169
Figura 6.20 – Variação do risco de câncer com a concentração de chumbo e crômio.	170
Figura (Anexo) A.1 - Concentração de espécies químicas (Al, Amônia, Ca, Cloreto, Fe) na zona saturada no ACJC.....	194
Figura (Anexo) A.2 – Concentração de espécies químicas (Mg, Nitrato, Pb, Si, Zn) na zona saturada no ACJC.....	195
Figura (Anexo) B.1 – Concentrações de amônia e nitrato em comparação com os seus valores padrão e valores máximos permitidos (VMP).....	196
Figura (Anexo) B.2 - Concentrações de cloreto e cádmio em comparação com os seus valores padrão e valores máximos permitidos (VMP).....	197
Figura (Anexo) B.3 – Concentrações de níquel e zinco em comparação com os seus valores padrão e valores máximos permitidos (VMP).....	198
Figura (Anexo) B.4 – Concentrações de manganês e chumbo em comparação com os seus valores padrão e valores máximos permitidos (VMP).....	199
Figura (Anexo) C.1 – Concentração das espécies químicas na zona não saturada para os pontos E1 e E2.	200
Figura (Anexo) D.1 – Esquema de amostragem adotado por Santana et al. (2008).....	201
Figura (Anexo) D.2 – Variação da concentração dos contaminantes no solo com a distância em relação ao aterro e concentrações no solo da área de controle.....	201

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Comparação entre os padrões de requisitos mínimos para os sistemas de controle e mitigação de impactos ambientais em aterros sanitários.....	8
Tabela 2.2 - Arranjos típicos de disposição de resíduos em aterros. Adaptado de Tchobanoglous & O’Leary (2002).....	9
Tabela 2.3 – Constituintes típicos do chorume e o intervalo de variação de suas concentrações	20
Tabela 2.4 - Ocorrência de compostos orgânicos xenobióticos em efluentes líquidos de aterros sanitários e intervalo de variação das suas concentrações	21
Tabela 2.5 – Aspectos específicos e relevância de tipos de dados revisados em uma etapa preliminar (Sara, 2003).	31
Tabela 3.1 – Tipo de exposição mais provável de acordo com o meio e via de exposição. Adaptado de USEPA (1989a)	48
Tabela 4.1 – Síntese da hidrogeologia do Distrito Federal. Adaptado de Campos & Gonçalves (2015) e Castanheira (2016).....	95
Tabela 5.1 – Principais fontes de dados utilizadas para elaboração do modelo conceitual da contaminação para o ACJC	110
Tabela 6.1 – Valores médios das concentrações dos elementos/compostos compilados a partir dos dados de Araújo (1996)	127
Tabela 6.2 – Caracterização dos caminhos de exposição.....	140
Tabela 6.3 – Parâmetros gerais utilizados para obter os cenários de contaminação atuais....	142
Tabela 6.4 – Parâmetros específicos utilizados para obter os cenários de contaminação atuais	145
Tabela 6.5 – Parâmetros para obtenção dos cenários de contaminação para os solos superficiais	149
Tabela 6.6 – Estimativas das concentrações de exposição para os cenários de contaminação considerados.	152
Tabela 6.7 – Parâmetros referentes aos cenários de exposição em cada uma das zonas	153
Tabela 6.8 – Parâmetros que descrevem o ingresso das espécies químicas pela pele	156
Tabela 6.9 – Valores de dose ingerida diária (<i>I</i>) e dose absorvida diária (<i>DAD</i>).....	157
Tabela 6.10 – Resumo das informações de toxicidade relativas aos contaminantes avaliados	159
Tabela 6.11 – Tabela resumo da caracterização do risco por meio de indicadores quantitativos (<i>QR</i>) e	164
Tabela 6.12 - Indicadores de risco totais para cada contaminante avaliado (<i>QR_{total}</i> e <i>RC_{total}</i>)	165
Tabela 6.13 – Valores dos coeficientes de risco combinados para os caminhos de exposição e contaminantes avaliados <i>QR_{total,comb}</i>	171
Tabela 6.14 – Risco total combinado <i>RC_{total,comb}</i> devido à exposição simultânea ao chumbo e o cromo.....	173

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACJC	Aterro Controlado do Jockey Clube
ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
ASB	Aterro Sanitário de Brasília
ASE	Área Superficial Específica
ASTDR/CDC	Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Controle de Doenças
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CODEPLAN	Companhia de Planejamento do Distrito Federal
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORSAP	Consórcio Público de Manejo de Resíduos e das Águas Pluviais da Região Integrada do Distrito Federal e Goiás
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IRIS	“Integrated Risk Information System”
OEHHA	Escritório de Avaliação de Perigo para a Saúde Ambiental da Califórnia
PDGIRDS	Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PFSB	Política Federal de Saneamento Básico
PNB	Parque Nacional de Brasília
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RAGS	“Risk Assessment Guidance for Superfund”
RIDE/DF	Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal
RME	Exposição Máxima Razoável
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SEGETH	Secretaria de Gestão de Estado do Território e Habitação
SLU	Serviço de Limpeza Urbana do DF
URE	Unidade de Recebimento de Entulhos
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
VI	Valores de Intervenção
VMP	Valor Máximo Permitido
VP	Valores de Prevenção
VRQ	Valores de Referência de Qualidade
WHO/OMS	Organização Mundial da Saúde
ZEE	Zoneamento Ecológico-Econômico do Distrito Federal

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Significado	Unidade
<i>ABS_{GI}</i>	Absorção gastrointestinal	adimensional
<i>AF</i>	Taxa de aderência do solo à pele	mg/cm ² /evento
<i>AT</i>	Tempo médio	dias
<i>B</i>	Quociente entre K_p e $K_{p,ve}$	adimensional
<i>b</i>	Parâmetro para o cálculo de t^*	adimensional
<i>BW</i>	Massa corporal	kg
<i>c</i>	Parâmetro para o cálculo de t^*	adimensional
<i>c₀</i>	Condição inicial de concentração na zona saturada	mg/L
<i>c_a</i>	Parâmetro da equação que descreve a condição de contorno	mg/L
<i>CA</i>	Coefficiente de atenuação	adimensional
<i>c_b</i>	Parâmetro da equação que descreve a condição de contorno	mg/L
<i>CF</i>	Fator de conversão (=10 ⁻⁶)	mg/kg
<i>c_f</i>	Concentração atual na zona saturada na origem de x	mg/L
<i>c_i</i>	Concentração inicial na zona saturada na origem de x	mg/L
<i>c_{max}</i>	Concentração máxima na água observada na zona não saturada	mg/L
<i>CS</i>	Concentração de exposição em solos superficiais	mg/kg
<i>c_s(x)</i>	Concentração em solos superficiais segundo modelo empírico	mg/kg
<i>c_{s,0}</i>	Concentração inicial em solos superficiais na origem de x	mg/kg
<i>CW</i>	Concentração de exposição em águas subterrâneas	mg/L
<i>c_w(x, t)</i>	Concentração na água subterrânea segundo modelo analítico	mg/L
<i>D</i>	Coefficiente de dispersão hidrodinâmica	m ² /s
<i>DAD_{água}</i>	Dose absorvida diária por exposição a água subterrânea	mg/kg/dia
<i>DAD_{solo}</i>	Dose absorvida diária por exposição à solos superficiais	mg/kg/dia
<i>DA_{evento}</i>	Dose absorvida por evento	mg/cm ² /evento
<i>D_{sc}</i>	Coefficiente de difusão efetiva do composto pelo estrato córneo	cm ² /hr
<i>ED</i>	Duração da exposição	anos

<i>ED10</i>	Estimativa central da dose referente a um acréscimo de 10% no nível de resposta cancerígena	mg/kg/dia
<i>EF</i>	Frequência de exposição	dias/ano
<i>EV</i>	Frequência do evento de exposição	eventos/dia
<i>FA</i>	Fração no estrato córneo disponível para absorção	adimensional
<i>FI</i>	Fração ingerida da fonte contaminada	adimensional
<i>i</i>	Gradiente hidráulico na zona saturada	adimensional
<i>I_{água}</i>	Dose ingerida por ingestão de água contaminada	mg/kg/dia
<i>IF_{soil/adj}</i>	Fator de ingestão de solo	mg·ano/kg/dia
<i>IR</i>	Taxa de exposição ao meio contaminado	mg/dia ou L/dia
<i>I_{solo}</i>	Dose ingerida por ingestão de solo contaminado	mg/kg/dia
<i>k</i>	Condutividade hidráulica saturada do meio	m/s
<i>K_{ow}</i>	Coefficiente de partição em equilíbrio entre octanol e água	adimensional
<i>K_p</i>	Coefficiente de permeabilidade pela pele	cm/hr
<i>K_{p,ve}</i>	Coefficiente de permeabilidade da epiderme viável	cm/hr
<i>K_{sc-w}</i>	Coefficiente de partição em equilíbrio entre o estrato córneo e a água	adimensional
<i>LED10</i>	Limite inferior da dose referente a um acréscimo de 10% no nível de resposta cancerígena	mg/kg/dia
<i>LOAEL</i>	Menor dose para a qual observam-se efeitos adversos	mg/kg/dia
<i>l_{sc}</i>	Espessura do estrato córneo	cm
<i>m</i>	Parâmetro de ajuste para as concentrações nos solos superficiais	mg/kg/m
<i>MF</i>	Fator de modificação para o cálculo de <i>RfD</i>	adimensional
<i>MW</i>	Massa molar	g/mol
<i>NOAEL</i>	Maior dose para a qual não se observam efeitos adversos	mg/kg/dia
<i>QR</i>	Quociente de risco não-cancerígeno	adimensional
<i>QR_{comb}</i>	<i>QR</i> combinado entre contaminantes distintos	adimensional
<i>QR_{total}</i>	<i>QR</i> para todos os caminhos de exposição contemplados por um contaminante	adimensional
<i>QR_{total,comb}</i>	Combinação entre <i>QR_{comb}</i> e <i>QR_{total}</i>	adimensional
<i>R</i>	Fator de retardo	adimensional
<i>RC</i>	Risco de câncer	adimensional
<i>RC_{total}</i>	<i>RC</i> combinado entre contaminantes distintos	adimensional
<i>RC_{total,comb}</i>	<i>RC</i> para todos os caminhos de exposição contemplados por um contaminante	adimensional

RfD	Dose de referência	mg/kg/dia
RfD_{abs}	Dose de referência para absorção	mg/kg/dia
RfD_{oral}	Dose de referência para ingestão	mg/kg/dia
SA	Área superficial de exposição pela pele	cm ²
SF	Fator de inclinação	(mg/kg/dia) ⁻¹
SF_{abs}	Fator de inclinação para absorção	(mg/kg/dia) ⁻¹
SF_{oral}	Fator de inclinação para ingestão	(mg/kg/dia) ⁻¹
SFS_{adj}	Fator de exposição dermal ajustado à idade	mg·ano/kg/evento
t^*	Tempo para a absorção atingir o regime estacionário	horas
τ_{evento}	Tempo de atraso	horas
t_{evento}	Duração do evento	horas
t_f	Tempo final da análise	dias
t_i	Tempo inicial da análise	dias
UFP, UFE, UFD, UFL	Fatores de incerteza para o cálculo de RfD	adimensional
v_x	Velocidade advectiva	m/s
α	Ângulo entre a direção do fluxo na zona saturada e o eixo de análise	graus
η	Porosidade do meio	adimensional
θ	Direção de fluxo na zona saturada	graus
λ	Parâmetro da equação que descreve a condição de contorno	1/s
$\bar{\sigma}$	Desvio padrão médio para as concentrações nos solos superficiais	mg/kg

1. INTRODUÇÃO

O risco à saúde humana em áreas contaminadas é uma questão central para o gerenciamento destas. Um indício disso é o fato do próprio conceito de contaminação, de acordo com a Resolução Conama nº 420/2009, fazer referência à presença de espécies químicas em determinado meio em concentrações que trazem restrições quanto a sua utilização, definidas a partir da avaliação de risco à saúde humana e aos bens a proteger (CONAMA, 2009). No caso, as consequências negativas decorrentes dos efeitos tóxicos de uma espécie química e o nível com que indivíduos estão expostos a ela são as componentes principais desse risco (Megharaj et al., 2011).

Por sua vez, existem atualmente diversas metodologias destinadas a caracterização quantitativa ou qualitativa dos riscos à saúde humana devido a exposições ambientais, fornecendo subsídios para a tomada de decisão acerca de medidas de gerenciamento ou processos de remediação que permitam garantir níveis aceitáveis de risco (IPT, 2014). No Brasil, tal temática ainda é tratada de forma incipiente, tendo sido objeto de normatização apenas em 2013, com a NBR 16209:2013 (ABNT, 2013), que se baseia de forma substancial na proposta metodológica da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) (USEPA, 1989a), desenvolvida para subsidiar o programa de financiamento da remediação de áreas contaminadas de interesse do território americano. Pode-se registrar avanços recentes como a proposição, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), de planilhas de cálculo para a avaliação de risco à saúde humana também com base na metodologia da USEPA (CETESB, 2018).

Em paralelo a isso, há um processo de transição no que tange a adequação da disposição final dos resíduos sólidos, fruto da Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída em 2010 (Brasil, 2010). Com a progressiva desativação de áreas de disposição inadequada de resíduos sólidos (lixões), são levantados questionamentos quanto aos possíveis efeitos à saúde humana decorrentes da existência de um passivo ambiental nessas áreas, fruto da ausência de dispositivos de controle e mitigação de impactos ambientais. O antigo Aterro Controlado do Jockey Club (ACJC), localizado em Brasília-DF, é um exemplo disso, tendo sido desativado em 2018, mas com um histórico de disposição inadequada de décadas e, somando-se a isso, uma problemática de ocupação urbana de suas adjacências que perdura até o presente. Nesse sentido, as possíveis soluções voltadas para a remediação dessas áreas devem ser construídas visando atingir patamares de risco que sejam toleráveis.

INTRODUÇÃO

Diante da problemática apresentada, a presente dissertação se propõe a apresentar uma ferramenta que viabiliza a realização de avaliações de riscos em áreas contaminadas, conforme a metodologia USEPA (1989a), e, por meio desta, conduzir uma avaliação para a área ocupada pelo antigo Aterro Controlado do Jockey Club (ACJC).

1.1. JUSTIFICATIVA E MOTIVAÇÃO

Justifica-se o desenvolvimento do presente trabalho pela constatação da presença de lacunas na bibliografia específica relacionada ao ACJC. Como será visto no decorrer do texto, diversos foram os trabalhos que se dedicaram a diagnosticar os níveis de contaminação das zonas saturada e não saturada e a entender os mecanismos de transporte, por esses compartimentos, dos poluentes contidos nos lixiviados do ACJC. Porém, em nenhum desses trabalhos foram abordadas de forma aprofundada questões relativas ao risco à saúde dos indivíduos presentes na região de influência do ACJC. Salienta-se que a questão habitacional esteve presente desde a gênese do aterro, em função dos indivíduos que nele buscavam uma fonte de sustento terem se estabelecido de forma irregular em seus arredores. Dessa forma, a problemática estudada nesta dissertação se faz relevante uma vez que tenta obter indicadores quantitativos do risco à saúde de tais indivíduos em função do seu estabelecimento próximo a uma potencial fonte de contaminação, representada pelo ACJC.

Com esse trabalho vislumbra-se a possibilidade de disponibilizar para a sociedade e partes interessadas na temática aqui tratada, uma ferramenta que permita racionalizar o processo de avaliação de riscos à saúde humana segundo uma metodologia que possua respaldo na comunidade científica internacional e que vem se estabelecendo em nível nacional. Ainda, como uma motivação secundária, que o presente trabalho venha a salientar a importância da realização de interfaces entre a geotecnia ambiental e outros campos científicos, tais como o saneamento ambiental e a saúde coletiva.

1.2. OBJETIVOS

O principal objetivo deste trabalho é desenvolver e implementar uma ferramenta que dê suporte à realização de avaliações de risco à saúde humana em áreas contaminadas, segundo a metodologia da USEPA (1989a) e aplicá-la a região do ACJC, de maneira a se obter uma caracterização dos riscos à saúde dos indivíduos que estão atualmente expostos ao passivo

OBJETIVOS

ambiental presente na área. Em um nível de maior detalhe, isso se resume ao cumprimento dos seguintes objetivos específicos:

- Criar os módulos para a ferramenta, de forma que estes possuam funcionalidades que deem suporte a realização da avaliação do risco conforme USEPA (1989a) e implementar esses módulos em interfaces gráficas.
- Propor um modelo conceitual da contaminação para a área em estudo, com base em levantamento bibliográfico, que permita evidenciar as características (níveis de concentração, distribuição espacial e outros) com que as espécies químicas ocorrem nos diferentes compartimentos hidrogeológicos da área.
- Identificar zonas de exposição, na região de influência do ACJC, nas quais os indivíduos estiveram possivelmente expostos às espécies químicas e salientar aspectos de uso e ocupação dessas áreas que afetam tal exposição.
- Propor cenários de contaminação, para as zonas de exposição identificadas, que sejam representativos do período para o qual os indivíduos estiveram expostos.
- Demonstrar as funcionalidades e aplicabilidades da ferramenta utilizando como dados de entrada as informações obtidas pelo cumprimento dos objetivos anteriores.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS

De acordo com a normativa brasileira dedicada à classificação dos tipos de resíduos sólidos, esse tipo de resíduo é definido como aquele que se encontra em estado sólido ou semissólido e provém de atividades tais como: industrial, hospitalar, comercial, doméstica, agrícola, de serviços e de varrição (ABNT, 2004). Também compõem essa definição os lodos que são subprodutos do tratamento de água ou de dispositivos de controle de poluição e também os líquidos cujas características inviabilizam o seu despejo em corpos d'água ou o seu lançamento na rede de esgotos, ou demandem, para tal, soluções cuja inviabilidade técnica-econômica, frente ao paradigma tecnológico atual, é constatada (ABNT, 2004). Para a normativa em questão, os resíduos sólidos são classificados segundo classes de periculosidade, sendo a Classe I referente aos resíduos perigosos e os de classe II não perigosos, estes divididos ainda em Não Inertes (classe II A) ou Inertes (classe II B), tal qual apresentado na Figura 2.1.

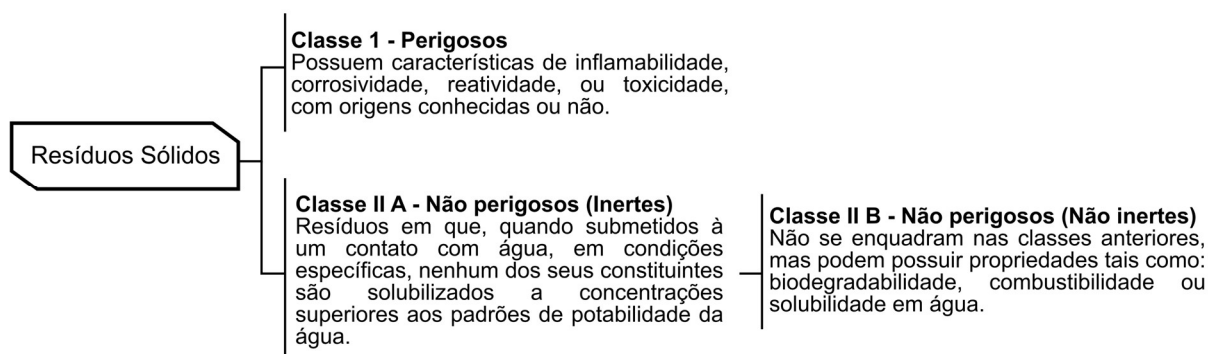


Figura 2.1 - Classificação dos resíduos sólidos segundo a NBR 10004:04 (ABNT, 2004).

A Lei 12.305, de 02 de Agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), além de adotar classificação similar quanto à periculosidade (Resíduos perigosos ou não perigosos) também os classifica quanto a sua origem, agrupando-os de acordo com as atividades (domiciliares, limpeza urbana, industriais e outras) que os geraram (Brasil, 2010a). É válido salientar que, sob esse entendimento, os resíduos sólidos urbanos (RSU) contemplam os resíduos oriundos de atividades domiciliares e de limpeza urbana, sendo que os resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, quando não perigosos, podem ser equiparados aos resíduos domiciliares. No Brasil, somente no ano de 2016, foram gerados cerca de 78,3 milhões de toneladas (214.405 t/dia) de RSU, dos quais 91% foram coletados (Abrelpe,

2017). A composição gravimétrica do RSU no Brasil, segundo estudos realizados no período de 1995 a 2008, é estimada como possuindo, em média, cerca de 51,4% de matéria orgânica e o restante de material reciclável (metais, vidro, aço, papel, papelão, plástico e vidro (Brasil, 2012). Em contrapartida, no ano de 2008, nos Estados Unidos, apenas 12,7% do RSU, em média, constituía-se de matéria orgânica, o que representa um recorte de uma tendência mundial onde o RSU oriundo de países em desenvolvimento tendem a possuir maiores porcentagens de matéria orgânica que aqueles de países desenvolvidos, uma vez que as características desses resíduos estão intimamente relacionadas aos hábitos e padrões de vida no local onde são gerados e que, por sua vez, variam temporalmente (Karak et al., 2012). Portanto, considerando ainda os resíduos com origem distinta, que não aquelas contempladas pelo RSU, as diretrizes adotadas para a gestão desses, principalmente no que concerne a sua destinação final, devem estar em consonância com as suas características específicas.

Dessa forma, em 02 de agosto de 2010 foi instituída a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), por meio da Lei Nº 12.305, que dispõe sobre os princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo Governo Federal visando a gestão integrada e o gerenciamento de resíduos sólidos (Brasil, 2010a). Uma das principais diretrizes contemplada por essa lei é que a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada, estão, nessa sequência, em ordem decrescente de prioridade. Nota-se, portanto, que tal ordem de prioridade está de acordo com os conceitos de sustentabilidade, em que se buscam estratégias voltadas para um maior aproveitamento econômico dos resíduos, com menor gasto energético e menor impacto ao meio ambiente (Mcdougall et al., 2002).

2.1.1. DISPOSIÇÃO FINAL DE REJEITOS POR ATERRAMENTO

Devido a atual incapacidade de processamento – por reciclagem, reutilização ou tratamento – de todo o montante de resíduos produzidos, há uma parcela cujo potencial não poderá ser explorado, sendo classificada como rejeito. Cabe ressaltar que, por essa definição, a classificação como rejeito depende da disponibilidade e viabilidade financeira das tecnologias disponíveis para o processamento desses resíduos. Dessa forma, buscam-se alternativas para fornecer uma destinação final adequada aos rejeitos. Segundo o arcabouço legal da União Europeia, são identificadas 15 possíveis operações de disposição, que vão desde operações simples e comuns de espalhamento sobre o solo e aterramento, a operações mais complexas e

menos corriqueiras, como de injeções profundas e armazenamento permanente (Twardowska, 2004).

Historicamente, resíduos sólidos vieram sendo depositados diretamente na superfície do solo, ou em seu interior, ou depositados em oceanos. Tais práticas foram gradualmente abandonadas devido ao reconhecimento das possíveis consequências ao meio ambiente e à saúde humana decorrentes disso. Assim, algumas áreas, em meados da década de 1950, iniciaram um processo de recobrimento dos rejeitos depositados no solo, com o principal intuito de reduzir os odores e o acesso de animais a esses (Lee & Jones-Lee, 2004). Ao fim dessa década, a Associação Americana de Engenheiros Civis (ASCE) sugeriu em um relatório que os rejeitos dispostos deveriam ser diariamente compactados e cobertos com uma camada de solo, para amenizar os odores e controlar roedores (ASCE, 1959). Apesar disso, à época, a aplicação de medidas mitigadoras da infiltração dos lixiviados do maciço de rejeitos no subsolo ainda não se apresentavam plenamente difundidas.

Em 1978, o Departamento de Saúde de Nova Iorque (NYDOH) declarou estado médico de emergência em uma região próxima ao Canal Love, localizado nos arredores de Niagara Falls, em Nova Iorque, devido aos efeitos deletérios à saúde humana possivelmente ocasionados pela contaminação da região pela disposição de resíduos industriais nesse canal (Phillips et al., 2007). O canal em questão consistia em uma escavação abandonada a qual foi adquirida, em 1942, por uma companhia de químicos e plásticos, que se utilizou deste para a disposição de rejeitos de pesticidas, lamas de processamento e solventes, por cerca de 11 anos. Quando do início da disposição a companhia não adotou nenhuma medida para conter a percolação advinda do maciço de rejeitos, por ter identificado um contexto geológico favorável e ocupação urbana esparsa nas adjacências, resultando na propagação dos contaminantes no subsolo adjacente ao canal e exposição da população – que ao longo do período de disposição se estabeleceu na região – à esses contaminantes (Colten & Skinner, 1996). O acidente em questão foi um marco para a proteção ambiental no contexto da disposição inadequada de resíduos.

O atual paradigma tecnológico para o aterramento de resíduos sólidos consiste na aplicação de conceitos da engenharia para projetar sistemas que, operando de forma conjunta, promovem o controle e mitigação de possíveis efeitos deletérios à saúde humana e ao meio ambiente decorrentes dos efluentes formados em aterros. Os aterros sanitários representam o conjunto desses sistemas e operações (IPT, 2000). Os sistemas que comumente são implantados em

aterros sanitários desempenham: a contenção/drenagem/tratamento de percolados, a coleta e controle de gases, a cobertura dos resíduos e o monitoramento geotécnico e ambiental. Os requisitos mínimos desses sistemas variam de acordo com a legislação e normatização de cada país e dependem da classe de resíduo que recebem. A Tabela 2.1 propõe uma comparação dos requisitos nos contextos brasileiro e americano, para resíduos não perigosos. É feita a ressalva de que os requisitos mostrados na tabela são aqueles indicados como padrão pelas normativas e legislações consultadas, sendo que para ambos os países é permitida certa flexibilidade quanto aos requisitos mostrados, desde que seja demonstrada a efetividade da especificação alternativa proposta.

Nota-se que, para alguns sistemas, ambos os países compartilham requisitos mínimos similares, tais como os sistemas de drenagem e tratamento de percolados, e, por outro lado, para outros sistemas os requisitos mínimos especificados no Brasil apresentam-se vagos com relação aqueles especificados nos Estados Unidos, é o caso dos sistemas de contenção de percolados e de drenagem de gases. No caso dos sistemas de contenção de percolados, para os EUA, a exigência de revestimento composto – camada mineral associada à geomembrana – para esse fim já é bem estabelecida no meio técnico-científico, por se apresentar como uma solução mais resiliente, do ponto de vista da integridade do sistema. Essa constatação é atribuída ao fato de que o transporte de percolados, por possíveis orifícios oriundos de defeitos na geomembrana, é amenizado pela presença de um solo de baixa permeabilidade sobrejacente a esta (Shackelford, 2014). Além disso, a utilização da camada composta supera um possível desempenho pouco efetivo da geomembrana – caso fosse aplicada individualmente – em conter o transporte por difusão molecular de alguns contaminantes orgânicos (Mendes et al., 2014; Rowe et al., 2004). Ressalta-se ainda que os requisitos mínimos para o sistema de drenagem e controle de gases, tal qual especificado pela legislação americana, refletem o fato de que o metano, o principal gás gerado no aterramento de resíduos, pode reagir de forma explosiva quando em concentrações entre 5% e 15%, com relação ao volume de ar (Bell et al., 2017, Nastev et al., 2001).

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Tabela 2.1 – Comparação entre os padrões de requisitos mínimos para os sistemas de controle e mitigação de impactos ambientais em aterros sanitários

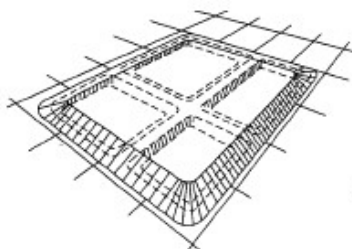
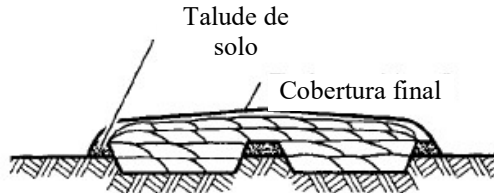

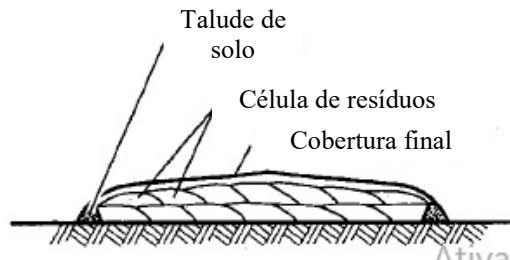
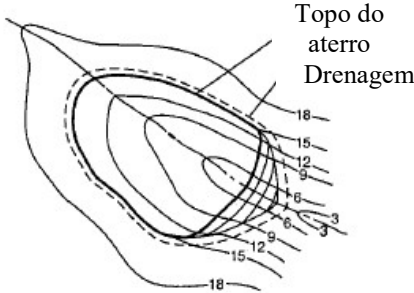
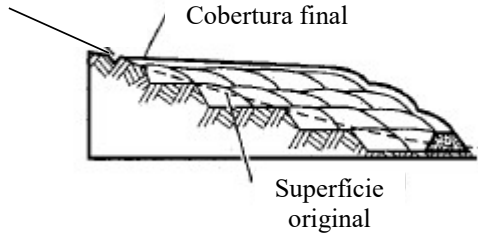
Sistema	Brasil	Estados Unidos
Contenção dos lixiviados	<p>¹Se o solo natural possui $k \geq 10^{-5}$ m/s adotar impermeabilização com as seguintes características: cobrir toda a área de disposição; ser colocada sobre base ou fundação competente; apresentar resistência química ao material percolado e resistência mecânica às solicitações diversas; deve ser testado durante a vida útil do aterro.</p> <p>²Classificação CH, CL, SC ou OH segundo o Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS); pH maior ou igual a 7; porcentagem de finos, que passam na peneira nº 200, de no mínimo 30%; $k \leq 10^{-9}$ m/s; $w_L \geq 30\%$ e $IP \geq 15\%$.</p>	<p>⁴Revestimento composto constituindo-se de uma geomembrana com no mínimo 30 mil de espessura (~0,8 mm) sobreposta a uma camada de solo compactado de no mínimo 2 pés de espessura (~61 cm) e com $k \leq 10^{-9}$ m/s. Geomembranas de polietileno de alta densidade (HDPE) devem possuir no mínimo 60 mil de espessura (~1,5 mm).</p>
Drenagem de lixiviados	<p>¹Instalado imediatamente acima da impermeabilização; evitar lâmina de percolado superior a 30 cm; resistência química ao resíduo e percolado e às pressões do maciço; eficiência deve ser garantida ao longo da vida útil e após o fechamento do aterro.</p>	<p>⁴Deve ser projetado e construído de forma a manter uma lâmina de percolado menor que 30 cm.</p>
Tratamento dos lixiviados	<p>¹Funcionar de modo a atender aos padrões de emissão e garantir a qualidade do corpo receptor, de acordo com CONAMA (2005).</p>	<p>⁴Deve adequar os percolados gerados a um nível de qualidade tal que estes não excedam os requisitos da legislação vigente (“Clean Water Act”, “National Pollutant Discharge Elimination Systems”)</p>
Drenagem de águas superficiais	<p>¹Deve suportar uma chuva de pico de cinco anos de período de retorno; não permitir o despejo de águas fora dos padrões estipulados por CONAMA (2005).</p> <p>³As águas devem ser destinadas aos reservatórios de quantidade e qualidade</p>	<p>⁴Prevenir a entrada de água no maciço de resíduos devido à uma chuva de 25 anos de retorno; coletar e controlar a água advinda da área ocupada pelo maciço de rejeitos devido à uma chuva de duração de 24 horas e 25 anos de tempo de retorno; não permitir a descarga de água fora dos requisitos da legislação vigente.</p>
Drenagem e controle de gases	<p>¹Deve minimizar as emissões gasosas e promover sua captação e tratamento adequado.</p>	<p>⁴Deve garantir concentrações de metano menores que 25% do limite inferior de explosão nas unidades do aterro; garantir que as concentrações de metano não excedam esse limite inferior nos arredores do aterro.</p>
Monitoramento ambiental e geotécnico	<p>¹No mínimo um poço de monitoramento a montante e 3 a jusante com diâmetro de no mínimo 101,6 mm (4”), revestidos e tampados; prever uma análise de todos os parâmetros pelo menos quatro vezes ao ano; devem estar de acordo com os padrões de qualidade propostos por CONAMA (2008).</p>	<p>⁴Poços de monitoramento a montante que permitam avaliar a qualidade natural das águas da região; poços de monitoramento à jusante que permitam avaliar uma possível contaminação das águas subterrâneas</p>
Cobertura de resíduos	<p>¹Minimizar a infiltração de água na célula; exigir pouca manutenção; não estar sujeita a erosão; acomodar assentamento sem fratura; possuir um coeficiente de permeabilidade inferior ao solo natural da área do aterro.</p>	<p>⁴Deve possuir permeabilidade menor ou igual a permeabilidade do sistema de contenção de percolados ou $k \leq 10^{-7}$ m/s; camada de no mínimo 47 cm (18 in) de terra para minimizar infiltração; camada de no mínimo 16 cm (6 in) de terra para minimizar erosão, capaz de sustentar o crescimento de plantas.</p>

¹ABNT (1997); ²CETESB (1993); ³ADASA (2011); ⁴USA/CFR (2003); k (coeficiente de permeabilidade); w_L (limite de liquidez); IP (índice de plasticidade)

RESÍDUOS SÓLIDOS

Apresentam-se, na Tabela 2.2, os métodos de aterramento de comum ocorrência em aterros. A utilização de cada um deles é dependente dos condicionantes do subsolo: (a) Método da trincheira: aplica-se à regiões com solos de fundação com bom potencial de escavabilidade e de utilização na cobertura dos resíduos e onde o nível freático apresenta-se com boa profundidade; (b) Método da área: aplica-se à regiões com solo de fundação de difícil escavação e onde o nível freático é pouco profundo; (c) Método do(a) cânion/depressão: aplica-se à regiões com depressões naturais ou de origem antrópica (pedreiras, minas) (Tchobanoglous & O’Leary, 2002).

Tabela 2.2 - Arranjos típicos de disposição de resíduos em aterros. Adaptado de Tchobanoglous & O’Leary (2002).

Método	Vista em Planta	Seção
(a)		 <p>Talude de solo Cobertura final</p>
(b)		 <p>Talude de solo Célula de resíduos Cobertura final</p>
(c)	 <p>Topo do aterro Drenagem</p>	 <p>Cobertura final Superfície original</p>

Atualmente, em termos de novas tendências tecnológicas com relação à aterros sanitários, cabe salientar os aterros sanitários biorreatores (“Bioreactors Landfills”). A concepção desses aterros se baseia em preceitos diferentes daqueles de aterros sanitários tradicionais, uma vez que há o entendimento que nesses últimos, por não permitirem a entrada de líquidos, a decomposição dos resíduos ocorre ao longo de um grande período (Morello et al., 2017), o que suscita

questionamentos quanto a vida útil dos materiais utilizados nos sistemas de controle e mitigação dos impactos ambientais ao longo desse período.

A principal característica de um aterro biorreator é a presença de dispositivos e procedimentos operacionais que resultam em processos que aceleram a biodegradação dos resíduos, o que, por sua vez, acarreta: uma redução do período de tratamento de percolados, intensificação da produção de metano, aceleração dos recalques no maciço de rejeitos. Com isso, viabiliza-se a recuperação, à curto prazo, de espaços vazios do aterro e uma redução do tempo de vida dos contaminantes e consequente diminuição dos custos com monitoramento após o seu fechamento (Warith, 2003; Reinhart et al., 2002). A técnica, com maior eficácia demonstrada, pela qual os aterros sanitários biorreatores operam consiste no controle da umidade do maciço de rejeito, ocasionando a aceleração da biodegradação anaeróbia dos resíduos. Esse controle se dá pela adição de líquidos – recirculação dos percolados coletados do próprio aterro, comumente suplementada pela introdução de água ou lodo de estações de tratamento – que elevam à umidade dos rejeitos a um nível que garante uma atividade microbiológica ótima.

Com menor expressividade, também são utilizadas técnicas que intensificam a biodegradação aeróbia pela inserção de ar no maciço de rejeitos, que contemplam processos mais rápidos, do ponto de vista da cinética de suas reações, mas possuem o agravante de gerar proporções de ar e metano que podem ser explosivas (Townsend et al., 2015). A utilização das técnicas mencionadas ainda é incipiente em países em desenvolvimento, porém, apresentam-se bem estabelecidas em outros países, como é o caso dos Estados Unidos, onde a recirculação de chorume já possui definição garantida por lei (USA/CFR, 2012).

A discussão em torno de avanços recentes na concepção e operação de aterros sanitários ainda está distante da realidade brasileira, tendo em vista a incapacidade atual, em nível nacional, de fornecer uma disposição adequada aos rejeitos sólidos produzidos. Em respeito ao tipo de disposição adotado pelos municípios de cada região do Brasil pode-se traçar o panorama apresentado na Figura 2.2, que resulta, em termos de massa de resíduos, em 58,4% sendo dispostos em aterros sanitários, 24,2% em aterros controlados e 17,4% em lixões (Abrelpe, 2017). Cabe salientar que apenas a disposição em aterros sanitários é reconhecida como uma forma ambientalmente adequada. A disposição em aterros controlados pode ser interpretada como a disposição de resíduos sobre o solo, com a ausência de dispositivos que mitiguem a propagação de percolados para o subsolo, porém, com procedimentos operacionais específicos

que promovem melhoramentos em relação à disposição em lixões. Esses procedimentos, na maioria dos casos, consistem na compactação dos resíduos assim que dispostos e cobertura destes com uma camada de solo local, visando um prolongamento da vida útil disponível para disposição e uma diminuição na proliferação de vetores de doenças e na propagação de odores para as áreas circunvizinhas (Boskov, 2008).

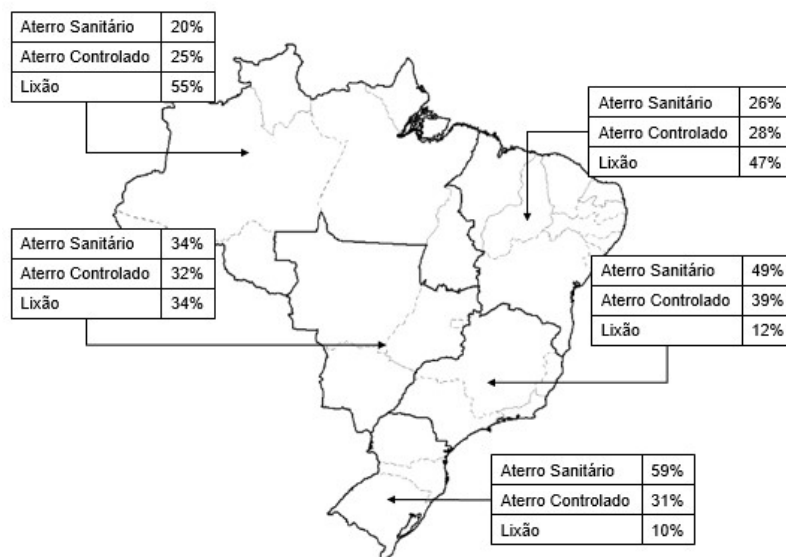


Figura 2.2 - Tipos de disposição final adotados pelos municípios de cada região do Brasil. Dados de Abrelpe (2017)

2.1.2. GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO DF

Com o crescimento populacional, e a evolução tecnológica voltada para uma produção em massa capaz de suprir a demanda ditada por tal, tornou-se imprescindível buscar formas de realizar a gestão dos resíduos produzidos como forma de garantir a saúde e segurança humana. Historicamente, a gestão de resíduos foi abordada sob diferentes enfoques, em que, primeiramente, o custo econômico de um sistema de gestão de resíduos era o fator controlador das decisões tomadas. Apenas posteriormente, as preocupações ambientais, relacionadas à conservação de recursos e poluição do meio ambiente, foram incorporadas. A gestão de resíduos pode ser vista como um sistema composto por subsistemas – de geração, coleta e disposição – que estão fortemente interligados entre si e com agentes externos e se influenciam mutuamente. Dessa forma, o sistema como um todo compartilha características com sistemas adaptativos complexos, tais como: a existência de padrões de desenvolvimento devido à atividade simultânea de seus diversos componentes e a possibilidade de ocorrência de relações de causa e efeito não-lineares mediante a imposição de mudanças em um de seus componentes

(Seadon, 2010). Em reconhecimento à essa complexidade, a visão sistêmica e integrada é o paradigma atual adotado pela gestão de resíduos sólidos, de forma que apresente um balanço entre efetividade ambiental, acessibilidade econômica e aceitabilidade social (Figura 2.3). Isso só se faz possível pela consideração dos diversos contextos locais e uma utilização combinada ótima de métodos apropriados de prevenção, redução, recuperação e disposição (Marshall & Farahbakhsh, 2013).

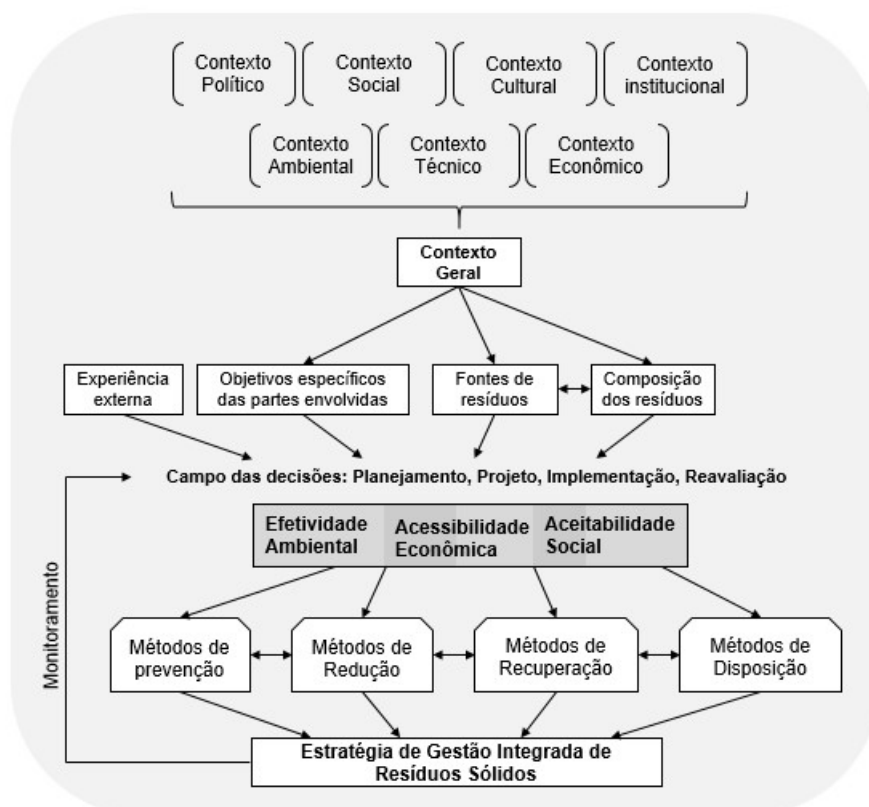


Figura 2.3 – Gestão integrada de resíduos sólidos. Adaptado de Marshall & Farahbakhsh (2013).

A gestão de resíduos sólidos é um dos aspectos do saneamento ambiental e trata-se, portanto, de uma temática de ordem pública. Em países desenvolvidos, a integração da gestão e dos arranjos institucionais com os investimentos públicos, a engenharia sanitária e as tecnologias para o provimento de saneamento básico, foi estabelecida pela elaboração de políticas efetivas (Konteh, 2009). Em busca disso, o Brasil conta hoje com duas políticas, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010a), que possui como um de seus objetivos a promoção de uma gestão integrada de resíduos sólidos, e a Política Federal de Saneamento Básico (PFSB) (Brasil, 2007), que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, que, por sua vez, contempla a limpeza urbana e o manejo dos resíduos sólidos. Os instrumentos principais

RESÍDUOS SÓLIDOS

para implementação da PNRS e da PFSB são o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2012) e o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) (Brasil, 2013).

O Distrito Federal (DF) no âmbito de sua situação regional está sujeito a instrumentos de planejamento regional, em adição àqueles de planejamento federal, no que tange as ações voltadas para o saneamento básico e a gestão de resíduos sólidos (Figura 2.4). Um desses instrumentos é representado pelo Plano Regional de Saneamento Básico da Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno (PRSB-RIDE/DF) e tem a finalidade de formular um diagnóstico para a região e construir uma visão estratégica regional para o saneamento básico. Outro instrumento é o Consórcio Público de Manejo de Resíduos e das Águas Pluviais da Região Integrada do Distrito Federal e Goiás (CORSAP), cuja principal proposta é promover a gestão integrada e ambientalmente correta dos resíduos sólidos e águas pluviais da região e também de tornar viável a coleta seletiva, reciclagem e a destinação final dos resíduos não recicláveis (Distrito Federal, 2012).

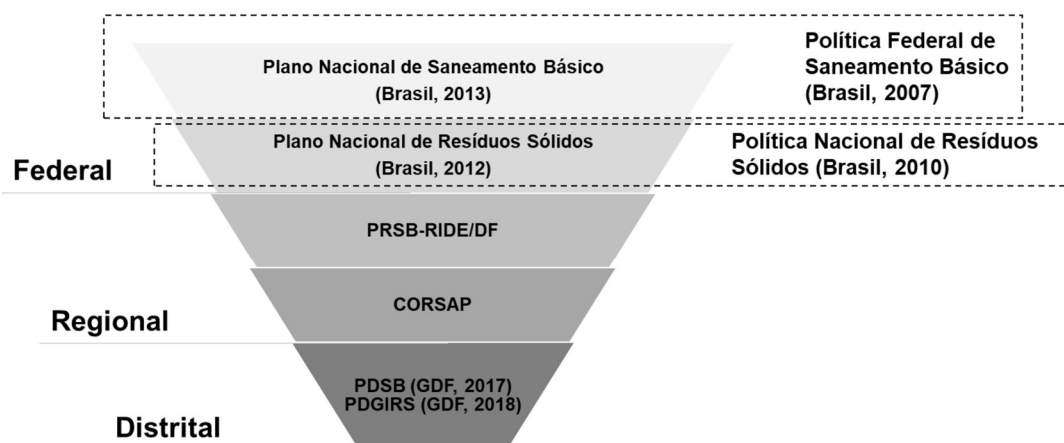


Figura 2.4 - Instrumentos de gestão aplicáveis ao contexto do DF. Adaptado de Distrito Federal (2018).

Os instrumentos de gestão intermunicipal e os consórcios, tais como o PRSB-RIDE/DF e o CORSAP, respectivamente, são fundamentais no estabelecimento da natureza integrada da gestão, sendo previstos e regulamentados pela PFSB e PNRS. Esses instrumentos – em referência à Figura 2.3 – tratam de reconhecer que há um compartilhamento dos diversos contextos dos entes contemplados pela região, justificando a gestão associada entre eles. De forma geral, esse tipo de associação é vista de forma positiva, por permitir que municípios superem as deficiências estruturais que dificultavam o planejamento, regulação e promoção dos

diversos serviços relacionados à saneamento básico e manejo de resíduos sólidos (Maiello et al., 2018). Em contrapartida, ao longo do tempo, a instabilidade gerada pelos ciclos dos governos municipais e a deficiência no apoio técnico e administrativo por parte dos municípios, representam entraves na adoção do modelo cooperativo em questão (Britto, 2014).

Por fim, na esfera distrital, os instrumentos de planejamento são os Planos Distritais de Saneamento Básico (PDSB) (Distrito Federal, 2017) e de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRDS) (Distrito Federal, 2018), que devem estar em consonância com o planejamento previstos em esferas mais abrangentes (Figura 2.3). De maneira similar, o planejamento voltado para temática dos resíduos sólidos deve estar em consonância com aquele dedicado ao saneamento básico.

Do ponto de vista técnico-operacional, a gestão de resíduos sólidos no DF pode ser delimitada em quatro instâncias: coleta e transporte, transbordo, tratamento e disposição final. A empresa responsável pela gestão e manejo dos resíduos sólidos no DF é denominada de Serviço de Limpeza Urbana (SLU), sendo responsável pelas operações supracitadas. As informações e dados que se seguem fazem referência ao relatório de atividades do SLU referente ao ano de 2017 (SLU, 2018a). A Figura 2.5 apresenta a rota tecnológica dos resíduos desde sua produção até sua disposição final.

A coleta no DF é segmentada em convencional, seletiva, de entulhos, não-convencional e de resíduos dos serviços de saúde. A coleta convencional realizada no DF, por meio de empresas contratadas pelo SLU, ocorre com frequência diária ou alternada e seu transporte se dá por meio de caminhões compactadores e caminhões tipo carreta. Os resíduos abrangidos são os domiciliares, varrição de ruas e comerciais. Segundo a Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílio Contínua (PNAD Contínua), referente ao ano de 2017, a abrangência da coleta domiciliar no DF (direta ou em caçambas) foi de cerca de 97,3% (IBGE, 2018a). Complementarmente, abrangendo apenas 49% dos domicílios, ocorre a coleta seletiva regular de resíduos sólidos secos, principalmente nos locais de maior geração de recicláveis, como áreas comerciais, áreas com verticalização e residências com maior renda. Esse tipo de coleta é realizado por uma empresa e por cooperativas contratadas pelo SLU. Para a coleta de entulho, o SLU cumpre o papel de coletar o material descartado irregularmente nas vias e logradouros e coletar o material descartado nos pontos de entrega voluntária para a população, denominados de “Papa-entulho”. A população, nesses pontos, pode voluntariamente descartar resíduos da

RESÍDUOS SÓLIDOS

construção civil, podas de árvores, móveis velhos, materiais recicláveis e óleo de cozinha usado, desde que atendam a uma limitação de volume. Além destes, ocorre também a coleta de resíduos não-convencionais, que contemplam animais mortos, lodos e gordura. A coleta de animais mortos se dá por demanda ou solicitação, sendo realizada pelo SLU, ao passo que a coleta do lodo de estações de tratamento de esgoto e o recebimento da gordura proveniente da limpeza de caixas de gordura é responsabilidade da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Por fim, os resíduos de serviços de saúde, de estabelecimentos públicos, são coletados por empresta contratada pelo SLU, cabendo aos estabelecimentos privados promover a coleta e transporte destes.

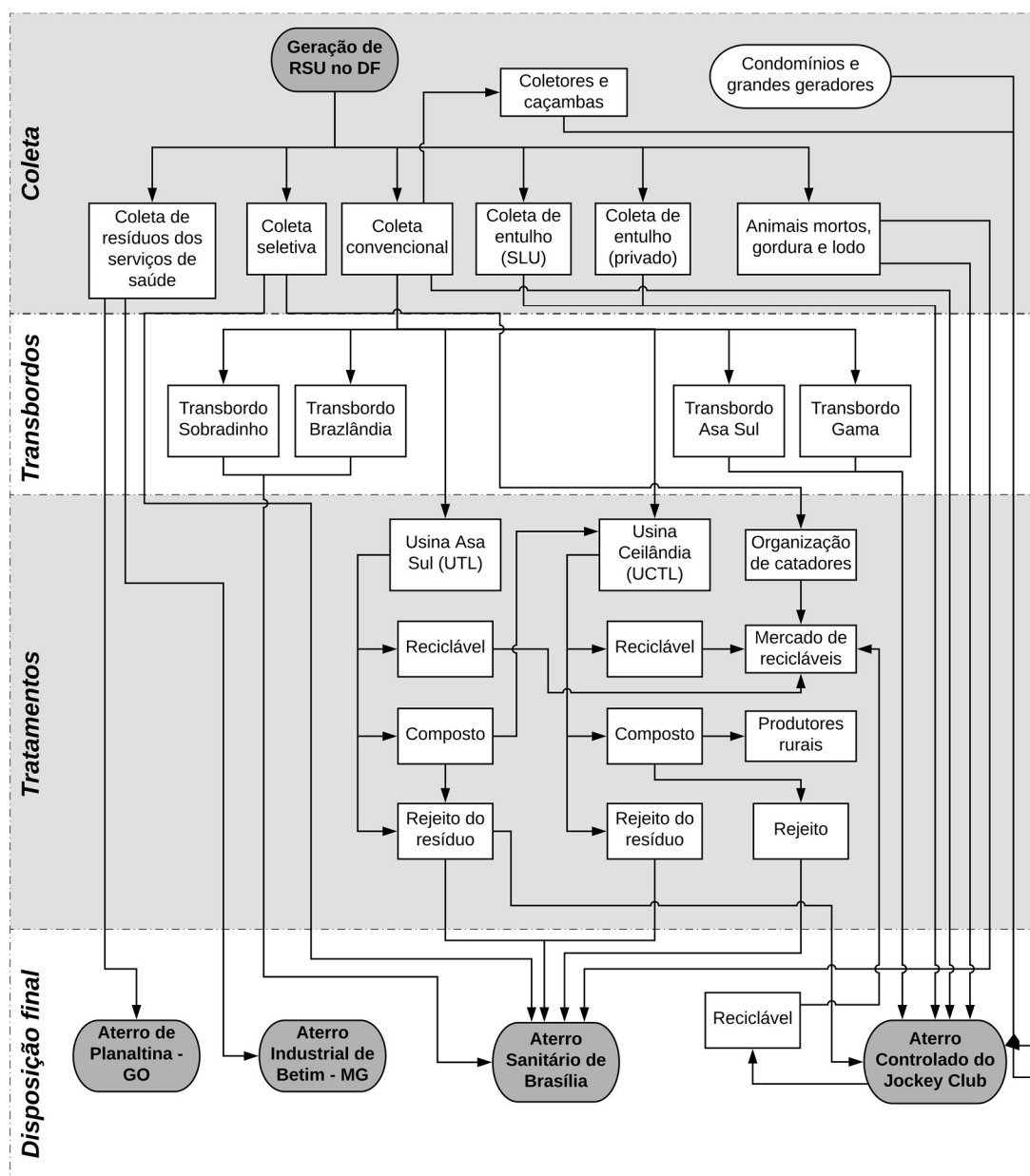


Figura 2.5 - Rota tecnológica dos resíduos do DF. Adaptado de SLU (2018a).

Em seguida, na rota tecnológica dos resíduos produzidos no DF, realiza-se o transbordo e tratamento de parte dos resíduos coletados. O transbordo consiste na transferência dos resíduos coletados por veículos de menor capacidade (caminhões compactadores) para veículos com maior capacidade e ocorre em centrais/unidades de transbordo localizadas de forma intermediária entre os pontos de coleta e as unidades de disposição final. Dessa maneira, minimizam-se o número de viagens até as unidades de disposição final e possibilita-se uma utilização mais efetiva dos veículos destinados à coleta dos resíduos. No DF, há quatro unidades de transbordo, localizadas nas regiões administrativas de Sobradinho, Brazlândia, Asa Sul e Gama, dentre as quais as de Sobradinho e Brazlândia, além de desempenhar operações convencionais de transbordo, ainda realizam a triagem manual dos resíduos, na qual a parcela reciclável é separada do rejeito. O processo de triagem em questão é também parte das operações de tratamento existentes no DF.

Além da triagem realizada em duas das unidades de transbordo, o tratamento de resíduos no DF abrange também os processos mecânico-biológicos e de compostagem conduzidos em duas usinas, localizadas na Asa Sul (UTL – Usina de Tratamento de Lixo) e na Ceilândia (UCTL – Usina Central de Tratamento de Lixo). As usinas em questão têm o potencial de aplicar processos mecânicos – catação manual, separação manual e mecanizada, separação eletromagnética, peneiramento mecanizado – e biológicos – fermentação aeróbia e biodigestão – aos resíduos que adentram nelas, originários da coleta convencional. Na prática, devido às dificuldades operacionais, os dispositivos responsáveis por desempenhar os processos biológicos ou estão subutilizados, no caso da UTL, ou deixaram de operar, como na UCTL (Silva & Contreras, 2018). Em ambas as usinas, o produto final trata-se de um material denominado composto cru, que é o resultado da aplicação dos processos mencionados de adequação do resíduo de entrada em termos de sua composição, com a retirada da parcela reciclável, e de suas características físicas, com a retirada dos materiais de maior dimensão, considerado como rejeito. O composto cru passa ainda por um processo de maturação realizado nos pátios da UCTL, dando origem ao composto orgânico que, após verificação de parâmetros de qualidade, é doado para pequenos produtores rurais.

No domínio do DF, são duas as áreas destinadas a disposição final de resíduos e rejeitos, o Aterro Controlado do Jockey Club (ACJC) e o Aterro Sanitário de Brasília (ASB). A inauguração do ASB se deu em 17 de janeiro de 2017 e representou um marco na gestão de resíduos no DF, visto que, anteriormente a essa data, os resíduos gerados eram quase que

RESÍDUOS SÓLIDOS

integralmente dispostos no ACJC, que não representa uma maneira ambientalmente adequada de dispô-los. Além disso, o ASB representa o primeiro aterro brasileiro destinado ao recebimento apenas de rejeitos. Com a inauguração do ASB são destinados a ele, em maior quantidade, os rejeitos contidos nos resíduos da coleta convencional, oriundos dos processos de triagem realizados nas unidades de transbordo de Sobradinho, Brazlândia e das usinas de tratamento mecânico-biológico, além de, em menor quantidade, os rejeitos oriundos da coleta seletiva e da coleta não-convencional. A maior parte dos resíduos que foram destinados ao ACJC no ano em questão provém da coleta de entulhos, tanto particular quando pelo SLU e os resíduos da coleta convencional transportados diretamente ou das unidades de transbordo da Asa Sul e Gama. Em menor quantidade, foram destinados ao ACJC também parte dos resíduos da coleta não-convencional e aqueles oriundos de condomínios e de grandes geradores. Por fim, não constam no DF dispositivos adequados para realizar a disposição final ou destinação final de resíduos de serviços de saúde, sendo necessária sua destinação ao Aterro de Planaltina – GO e Aterro Industrial de Betim – MG.

A situação apresentada acerca da disposição final dos resíduos no DF apresenta-se em plena transição, tendo em vista que com a inauguração do ASB o DF pôde vislumbrar o encerramento das atividades e fechamento do ACJC. Em virtude de o ASB receber apenas rejeitos, em 2017, mesmo com a sua inauguração, cerca de 69% dos resíduos coletados no DF foram dispostos no ACJC (SLU, 2018a), sendo um reflexo da incapacidade, à época, de realizar um processamento pleno dos resíduos. Na tentativa de reverter essa situação, o SLU, ao longo de 2017, iniciou um processo de ampliação da capacidade de triagem e reaproveitamento de resíduos por meio da contratação de cooperativas de catadores, construção, reforma e ampliação de Instalações de Recuperação de Resíduos (IRR), ampliação da abrangência da coleta seletiva e o aluguel temporário de galpões para transferência dos catadores que atuavam no ACJC. Culminando disso, em 20 de janeiro de 2018, o ACJC foi oficialmente fechado e, alguns dias após o seu fechamento, foi inaugurada, no local, uma Unidade de Recebimento de Entulhos (URE), destinada ao recebimento de resíduos da construção civil, podas e galhadas. De janeiro a fevereiro de 2018 o DF, ineditamente, conseguiu dispor cerca de 83% dos resíduos aterrados de forma ambientalmente adequada, no ASB (SLU, 2018b).

Segundo o PDGIRS, cujo conteúdo embasa a gestão de resíduos sólidos no DF em consonância ao PNRS, a disposição final no DF é uma questão central, posto que o principal passivo ambiental existente na região é devido à disposição inadequada de resíduos, por décadas, no

ACJC. Nesse sentido, são propostas metas de curto (1 a 5 anos, ou 2018 a 2021), médio (5 a 8 anos, ou 2022 a 2025) e longo prazo (9 a 20 anos, 2026 a 2037), que, no que diz respeito à disposição final, se resumem a: i) Elaborar os estudos e projetos para a remediação do ACJC e a execução de obras preliminares para conformação dos taludes, recobrimento do maciço com solo orgânico, cobertura vegetal, drenagem, captação e coleta de efluentes líquidos e gasosos e implantação de drenagem no pé de taludes (curto prazo); (ii) Até 2019 dispor 100% dos resíduos no ASB e ,a partir de 2020, no máximo 85% no ASB e no mínimo 15% em aterros fora do DF (curto prazo); (iii) Em 2022 dispor no máximo 85% no ASB, em 2023 e 2024 no máximo 70% e a partir de 2025 no máximo 60% no ASB (médio prazo); (iv) De 2026 a 2037, manter a disposição em no máximo 60% no ASB e no mínimo 40% em outros aterros sanitários do entorno (longo prazo) (Distrito Federal, 2018). Tendo em vista essas metas, já são feitas atualmente propostas para o estabelecimento de novos aterros sanitários na RIDE/DF, que possam atender tanto o Distrito Federal, quando os municípios do entorno (RIDE/DF, 2016). Recentemente, Carvalho (2017) conduziu um estudo para determinar áreas potenciais para aterros sanitários, na porção sul da RIDE/DF, considerando aspectos restritivos e critérios ambientais, econômicos e sociais. Por meio da exclusão das áreas restritas e utilizando um método de avaliação multicritério, implementado em uma plataforma GIS, para avaliar as demais áreas em respeito aos critérios escolhidos, foi possível determinar quatro alternativas de áreas aptas com dimensões suficientes para um horizonte de disposição de 20 anos, todas localizadas num raio de 42 km da cidade de Luziânia-GO. Dentre as alternativas, uma delas se destacou quanto aos critérios de geração de resíduos sólidos urbanos, vida útil, custo de transporte e condição de acesso e apresentaria, caso seja utilizada, cerca de 78% de sua área disponível para o recebimento de resíduos do DF ou de municípios vizinhos, externos à RIDE/DF.

2.1.3. CONTAMINAÇÃO POR DISPOSIÇÃO INADEQUADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS

O termo contaminação não possui definição única, porém, as definições tendem a concordar em certos aspectos: substância/material resultante da atividade antrópica e que podem acarretar a degradação do meio em que se encontra (Boulding & Ginn, 2004). Perante a legislação brasileira, a contaminação – além dos aspectos em comum salientados anteriormente – pode estar presente no ar, água ou solo e deve estar em níveis de concentração tais que restrinjam a

utilização desses para um uso atual ou pretendido, definidos levando em conta os riscos à saúde humana e aos bens a proteger (Brasil, 2009).

A técnica de aterramento de resíduos pode ser vista como um reator, em que os resíduos e a água são os materiais que dão entrada no processo, e o lixiviado – vulgarmente denominado de chorume – e os gases são os subprodutos deste. O primeiro desses subprodutos, o chorume, pode ser definido como o efluente líquido que percola pelo resíduo sólido e possui materiais extraídos, dissolvidos ou suspensos. Em termos quantitativos, é o resultado do balanço hídrico local entre os volumes de água que adentram a região (precipitação, umidade do resíduo, umidade do material de cobertura) e dos volumes que se ausentam desta (vapores saturados de água nos gases) ou são consumidos (reações químicas). Os gases, por sua vez, são os produtos de uma série de reações bioquímicas pelos quais os materiais orgânicos biodegradáveis são consumidos por bactérias (Tchobanoglous & O’Leary, 2002).

Em geral, em aterros que recebem uma mistura de resíduos residenciais, comerciais e resíduos industriais variados, sem, contudo, receber grandes quantidades de resíduos químicos específicos, a composição química do chorume produzido se resume à presença de quatro grupos de substâncias: matéria orgânica dissolvida, compostos orgânicos xenobióticos, macrocomponentes inorgânicos e metais pesados (Christensen et al., 1994). Apesar da composição química do chorume ser definida em grande parte pelo tipo e idade do material aterrado, há aspectos não diretamente vinculados a esse material que podem afetar essa composição. Nesse sentido, cabe salientar os aspectos operacionais e construtivos do aterro, tais como o processo de compactação e o tipo de cobertura e espessura das camadas aterradas e as condições ambientais onde o aterro se situa, como precipitação, umidade do ar e temperatura, de forma que o conjunto de todos esses fatores contribui para variações consideráveis na composição química do chorume oriundo de diferentes aterros (Fernandes et al., 2015). Na tentativa de se estabelecer um rol de substâncias químicas passíveis de ocorrer no chorume, e, por conseguinte, subsidiar a escolha das análises químicas necessárias para avaliar a potencial contaminação de um meio por esse efluente, diversos estudos compilaram dados da literatura acerca da composição deste ou realizaram amostragens e análises extensivas em um grande número de aterros. Christensen et al. (2001) propuseram um estudo bibliográfico no qual dados de cerca de 15 estudos – acerca de parâmetros gerais do chorume, matéria orgânica e macrocomponentes inorgânicos – foram compilados, sendo referentes à aterros relativamente novos. Öman & Junestedt (2008) confrontaram esses resultados com resultados

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

obtidos pela amostragem realizada em 12 aterros suecos, cuja disposição variou desde poucos anos a 50 anos. Dessa maneira, os autores puderam confirmar a existência, em efluentes de aterros de resíduos, de determinadas substâncias relatadas por Christensen et al. (2001) e os seus intervalos de variação, bem como contribuir com informações acerca de substâncias não observadas em estudos anteriores. Os referidos resultados são mostrados na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 – Constituintes típicos do chorume e o intervalo de variação de suas concentrações

Parâmetros	Unidades	Intervalo de variação (Mínimo – Máximo [Média])	
		Christensen et al. (2001)	Öman & Junestedt (2008)
Gerais			
pH	-	4,5 – 9,0	6,4 – 8,5 [7,6]
Condutividade específica	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	2500 – 35000	230 – 27300 [870]
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	–	2,0 – 25 [15]
Sólidos em suspensão (SS)	mg/L	–	8,7 – 2100 [196]
Perda de massa por ignição (PMI)	mg/L	–	0 – 300 [150]
PMI/SS	%	–	9,1 – 86 [47]
Matéria orgânica			
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₇)	mg O ₂ /l	20 – 57000	4 – 110 [25]
Demanda química de oxigênio (DQO _{Cr})	mg O ₂ /l	140 – 152000	250 – 1300 [688]
DBO ₇ / DQO _{Cr}	-	0,02 – 0,8	0 – 0,14 [0,026]
Carbono orgânico total (TOC)	mg/L	30 – 29000	49 – 490 [220]
Carbono orgânico dissolvido (DOC) (0,45 μm)	mg/L	–	49 – 460 [227]
Carbono orgânico purgável (POC)	mg/L	–	ALD ^a – 20 [3,1]
DOC/TOC	%	–	87 – 101 [95]
POC/TOC	%	–	0,0 – 37 [2,5]
Nitrogênio orgânico	mg/L	14 – 2500	–
Macrocomponentes inorgânicos			
Fósforo total	mg/L	0,1 – 23	0,13 – 4 [1,2]
Cloreto (Cl ⁻)	mg/L	150 – 4500	260 – 4900 [1471]
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg/L	8 – 7750	22 – 650 [215]
Hidrogenocarbonato ou bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	mg/L	610 – 7320	300 – 5100 [2284]
Sódio (Na)	mg/L	70 - 7700	
Potássio (K)	mg/L	50 – 3700	44,4 – 3500 [411]
Cálcio (Ca)	mg/L	10 – 7200	20,8 – 440 [131]
Ferro (Fe)	mg/L	3 – 5500	0,16 – 42,7 [6,5]
Manganês (Mn)	mg/L	0,03 – 1400	0,165 – 5,2 [1,152]
Magnésio (Mg)	mg/L	30 – 15000	13,8 – 135 [47,9]
Sílica (SiO ₂)	mg/L	4 – 70	7,01
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	50 – 2200	4,2 – 870 [260]
Metais e elementos traço			
Arsênio (As)	$\mu\text{g/L}$	10 – 1000	ALD ^a – 34 [5,5]
Cádmio (Cd)	$\mu\text{g/L}$	0,1 – 400	ALD ^a – 3,0 [0,44]
Cromo (Cr)	$\mu\text{g/L}$	20 – 1500	1,4 – 45 [15,3]
Cobalto (Co)	$\mu\text{g/L}$	5 – 1500	1,7 – 21 [7,7]
Cobre (Cu)	$\mu\text{g/L}$	5 - 10000	5,8 – 80 [23]
Chumbo (Pb)	$\mu\text{g/L}$	1 – 5000	ALD ^a – 15,4 [4,4]
Mercúrio (Hg)	$\mu\text{g/L}$	0,05 – 160	ALD ^a – 0,1 [0,028]
Níquel (Ni)	$\mu\text{g/L}$	15 – 13000	9,8 – 91 [31]
Zinco (Zn)	$\mu\text{g/L}$	30 - 1000000	13 – 342 [66]

^aAbaixo do Limite de Detecção (ALD)

RESÍDUOS SÓLIDOS

De modo geral, em grande parte dos estudos sobre lixiviado, as informações relacionadas a compostos orgânicos são fornecidas em termos de parâmetros indicativos, como os teores de carbono orgânico total (TOC), carbono orgânico dissolvido (DOC), carbono orgânico não-volátil (NVOC) e demanda química ou bioquímica de oxigênio (DBO ou DQO). Apesar destes fornecerem informações valiosas acerca da possível ocorrência de compostos orgânicos xenobióticos (XOC), não é possível obter as suas identidades e, por sua vez, verificar o seu potencial contaminante (Baun et al., 2004). Visando a compreensão desses aspectos, Kjeldsen et al. (2002) realizaram uma revisão de 27 estudos propondo analisar estudos que reportaram a ocorrência de XOC's, que são representados por compostos orgânicos cuja origem é antrópica. O intervalo de variação, observado por Kjeldsen et al. (2002), da concentração dos compostos, cuja ocorrência foi relatada em pelo menos 10% dos estudos (em 3 estudos ou mais), são indicados, bem como esse intervalo para levantamentos realizados em 10 aterros da Dinamarca, conduzido por Baun et al. (2004) e os levantamentos realizados por Öman & Junestedt (2008).

Tabela 2.4 - Ocorrência de compostos orgânicos xenobióticos em efluentes líquidos de aterros sanitários e intervalo de variação das suas concentrações

Compostos orgânicos xenobióticos	Unidades	Intervalo de variação (Mínimo – Máximo)	
		Kjeldsen et al. (2002)	Baun et al. (2004) Öman & Junestedt (2008)
Hidrocarbonetos aromáticos			
Benzeno	µg/L	0,2 – 1630	2,3 – 38,9 ALD ^b – 3,8
Tolueno	µg/L	1,0 – 12300	1,4 – 241 ALD ^b – 4,5
Xileno	µg/L	0,8 – 3500	2 – 2220 ^c ALD ^b – 130
Etilbenzeno	µg/L	^a	2,5 – 150 ALD ^b – 54
Trimetilbenzenos	µg/L	0,3 – 250	3,9 – 152 ^c ALD ^b – 17 ^d
Naftaleno	µg/L	0,1 – 260	0,6 – 114,7 0,6 – 8,0
Hidrocarbonetos halogenados			
Clorobenzeno	µg/L	0,1 – 110	- ALD ^b – 2,6
1,2-Diclorobenzeno	µg/L	0,1 – 32	- ALD ^b – 1,4 ^f
1,4-Diclorobenzeno	µg/L	0,1 – 16	- ALD ^b – 1,4 ^f
1,1-Dicloroetano	µg/L	0,6 – 46	- -
1,2-Dicloroetano	µg/L	<6,0	- -
1,1,1-Tricloroetano	µg/L	0,01 – 3810	5,48 -

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Trans-1,2 - dicloroeteno	µg/L	1,6 – 6582	-
Cis-1,2 - Dicloroeteno	µg/L	1,4 – 470	ALD ^b – 20
Tricloroeteno	µg/L	0,05 – 750	8,61
Tetracloroeteno	µg/L	0,01 – 250	2,19 – 6,92
Diclorometano	µg/L	1,0 – 827	ALD ^b – 6,0
Triclorometano	µg/L	1,0 – 70	-
Tetracloroeto de carbono	µg/L	4,0 – 9,0	-
Compostos fenólicos			
Fenol	µg/L	0,6 – 1200	0,6 – 2,2 ALD ^b – 4,1
Cresóis	µg/L	1,0 – 2100	0,12 – 60,9 ^g ALD ^b – 12
Pesticidas			
Mecoprop ^b	µg/L	0,38 – 150	- ALD ^b – 54
Ftalatos			
Ftalato de dietila (DEP)	µg/L	0,1 – 660	60 ALD ^b – 5,0
Bis (2-etilhexil) ftalato (DEHP)	µg/L	0,6 – 235,9	1,0 – 2,0 ALD ^b – 39
Bis (n-butil) ftalato (DBP)	µg/L	0,1 – 70	- ALD ^b – 4,0
Butil benzil ftalato (BBP)	µg/L	0,2 – 80	- ALD ^b – 1,0
Organofosforados			
Fosfato de tributila (TBP)	µg/L	1,2 – 360	-
Fosfato de trietila (TEP)	µg/L	15	-
Variados			
Acetona	µg/L	6 – 4400	-
Fenchona	µg/L	7,3 – 83	7,3 – 83
Cânfora	µg/L	20,6 – 255,2	20,6 – 255
Tetrahidrofurano (THF)	µg/L	9 – 430	-
Metil-etil-cetona (MEK)	µg/L	110 – 6600	-

^a Apresentado de forma não acurada; ^b Abaixo do limite de detecção; ^c o-Xylene e M/p-Xylene; ^d 1,2,3 – Trimetilbenzeno e 1,2,4 – Trimetilbenzeno; ^e idem ^d e 1,2,5 – Trimetilbenzeno; ^f Diclorobenzenos em geral; ^g m-Cresol e O/p-Cresol

Tanto na Tabela 2.3 quanto na Tabela 2.4, é evidente que os intervalos de variação das concentrações das substâncias mais frequentes mostram-se consideravelmente amplos, principalmente aqueles apresentados por Christensen et al. (2001) e Öman & Junestedt (2008).

Em comum, ambos os trabalhos utilizam dados compilados de estudos anteriores realizados por outros autores, e, portanto, contemplam informações sobre efluentes líquidos gerados em aterros com características diversas e situados em regiões com condições climáticas distintas. Uma das principais fontes de variabilidade na composição do chorume advém da idade da decomposição do resíduo, podendo-se observar a existência de um padrão de comportamento na maneira com que esse material é decomposto e, conseqüentemente, na geração dos compostos oriundos dessa decomposição. A primeira descrição da existência desse padrão foi realizada por Farquhar & Rovers (1973), mesmo que, à época, a existência de dados de monitoramento específicos a aterros era esparsa. Partindo da suposição de que os processos de decomposição de matéria orgânica possuem muito em comum, independente do contexto onde ocorrem, os autores, analisando informação sobre a decomposição de lodos de tratamento de esgoto e de matéria orgânica em solo, propuseram quatro estágios de decomposição: aeróbio, anaeróbio não-metanogênico (ou ácido), anaeróbio metanogênico não-estacionário (ou anaeróbio metanogênico inicial) e anaeróbio metanogênico estacionário (ou anaeróbio metanogênico estável) (Figura 2.6). Os termos utilizados para descrever cada fase dizem respeito principalmente à composição dos gases gerados na decomposição da matéria orgânica por processos bioquímicos. Adicionalmente, atrelado a cada uma das fases, é possível estabelecer um paralelo em respeito à composição do efluente líquido gerado, como indicado na (Kjeldsen et al., 2002).

O estágio I (Estágio aeróbio) representa o estágio inicial, onde o oxigênio, presente nos espaços vazios dos resíduos aterrados é rapidamente consumido em reações aeróbias, resultando na produção de dióxido de carbono. Nesse estágio, grande parte do lixiviado produzido resulta da liberação da umidade durante a compactação. Uma vez que as fontes de oxigênio são consumidas, o ambiente torna-se anaeróbio, predominando a atividade de bactérias hidrolíticas, fermentativas e acetogênicas. Tendo em vista que grande parte dos resíduos sólidos urbanos é composto de celulose e hemicelulose, a atuação destas resulta em uma acumulação de ácidos carboxílicos e queda no pH, acompanhada de um pico na produção de dióxido de carbono (Estágio ácido). O lixiviado, nesse estágio, apresenta os maiores valores de DBO e DQO. Os produtos obtidos durante a fase ácida são consumidos pelas reações metabólicas de bactérias metanogênicas, que realizam, principalmente, a redução do dióxido de carbono pela adição do nitrogênio e a quebra de ácidos carboxílicos, ambas reações produzindo metano. A quebra desses ácidos ocasiona uma queda nos valores de DQO e DBO e um aumento do pH do

lixiviado. Com a continuação dos processos mencionados a taxa de produção de metano irá atingir o seu máximo e em seguida irá decrescer à medida que os reagentes são consumidos (ácidos carboxílicos), sendo que essa taxa guarda dependência com a velocidade com que a hidrólise da celulose e hemicelulose ocorre (Estágio anaeróbico metanogênico estacionário).

Os estágios posteriores (V, VI, VII) mostrados na Figura 2.6 tem cunho especulativo e são propostos com base em hipóteses. À medida em que as taxas de produção de metano decrescem, a intrusão de ar no maciço torna-se crescente, e, com isso, o oxigênio atua como agente oxidante do metano, sendo completamente consumido. Concomitantemente, as concentrações de dióxido de carbono – como um subproduto da oxidação do metano – e do nitrogênio aumentam gradativamente. Em determinado momento a produção de metano será insignificante e apenas parte do oxigênio que adentra é consumida na oxidação do metano residual, de matéria orgânica e compostos inorgânicos reduzidos, assim, partir desse momento, o ambiente torna-se aeróbico novamente.

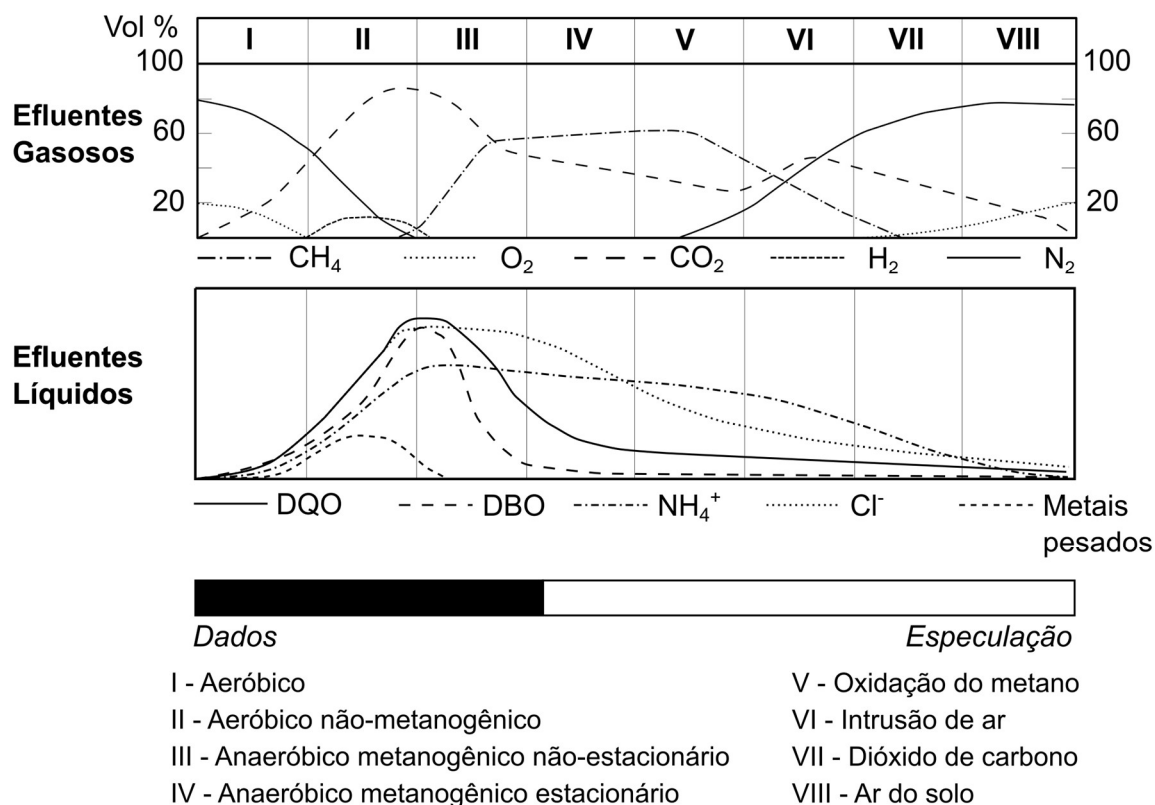


Figura 2.6 – Evolução da composição dos efluentes gasosos e líquidos com a idade da decomposição. Adaptado de Kjeldsen et al. (2002).

2.1.3.1. MECANISMOS DE TRANSPORTE, TRANSFERÊNCIA E TRANSFORMAÇÃO DE MASSA

Uma vez que os efluentes de um aterro entram em contato com o meio em subsuperfície, ocorrem processos físicos de transporte com os quais os contaminantes presentes neste se redistribuem. As condições hidrogeológicas, geomorfológicas e meteorológicas controlam o fluxo de água subterrânea, que pode transportar certa massa de um contaminante, em um processo denominado de advecção. Um processo puramente advectivo representa apenas a translação, no espaço, da massa de um contaminante devido ao fluxo das águas subterrâneas, ocorrendo ambos a uma mesma taxa. Nesse caso, considera-se que o transporte de massa não influencia o fluxo de águas subterrâneas, o que não ocorre quando o contaminante difere significativamente em densidade com relação às águas subterrâneas (Domenico & Schwartz, 1990). Na realidade, uma vez que um fluxo advectivo de um contaminante se estabelece no meio poroso, há um processo de mistura com as águas não contaminadas, o que ocasiona a sua diluição. Tal diluição ocorre longitudinalmente ao sentido do fluxo devido a: não uniformidade da velocidade de fluxo nos poros do solo, heterogeneidade da dimensão dos poros, caminhos de fluxo com extensões variáveis. Transversalmente ao sentido do fluxo de contaminantes há certa diluição ocasionada pela ramificação dos caminhos de fluxo. A essa diluição longitudinal e transversal, as quais dependem da existência de um processo advectivo, dá-se o nome de dispersão mecânica (Fetter, 2001). Outro mecanismo pelo qual ocorre o espalhamento e diluição da massa de contaminantes está relacionado à movimentação molecular aleatória devido à energia termocinética dos solutos contidos nessa massa, oriunda de um gradiente de concentrações do soluto. Esse mecanismo define o transporte de massa por difusão molecular e caracteriza-se por não estar vinculado à processos advectivos. Em um meio poroso, o transporte por difusão molecular, para um mesmo soluto, ocorre a taxas menores que em um líquido, devido às colisões do soluto com partículas sólidas (Domenico & Schwartz, 1990). Sendo que os efeitos da difusão e dispersão mecânica não são facilmente dissociáveis, é comum considerar o efeito conjunto de ambos sob a denominação de dispersão hidrodinâmica. Os efeitos supracitados são mostrados, na Figura 2.7, para o transporte de um soluto em duas dimensões.

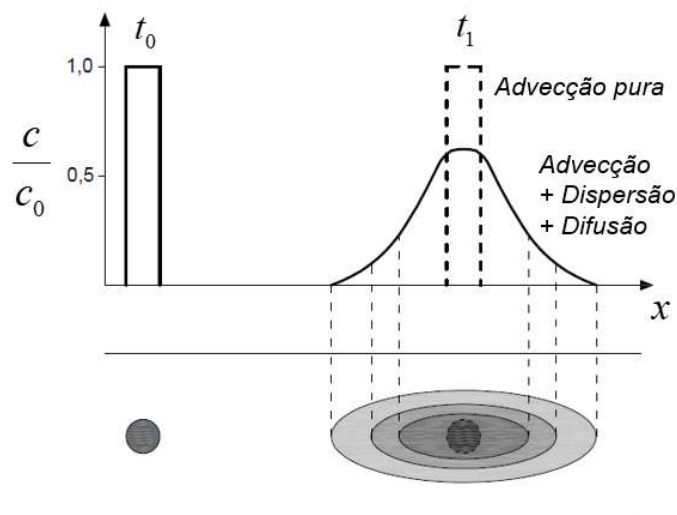


Figura 2.7 – Mecanismos típicos de transporte de contaminantes em meios porosos

Além dos fenômenos de transporte de massa, os contaminantes também estão sujeitos à fenômenos de transferência de massa, oriundos de processos físicos, químicos e biológicos (Perk, 2014). No âmbito da transferência entre fases, mais especificamente entre sólida e líquida, cabe salientar que a fase sólida, em subsuperfície, em geral não muda sua posição, e, portanto, pode reter os compostos que estão sendo transportados em solução. De maneira similar, esses compostos, quando presentes em fase sólida, podem ser liberados na solução sendo transportada. Em subsuperfície, mais especificamente nos solos, a fase sólida é composta de uma parcela inorgânica, que compreende os minerais que os formam e uma parcela orgânica, que consiste na biomassa viva, plantas mortas e tecidos animais e os seus respectivos produtos de transformação. Um destes produtos, responsável por grande parte da parcela orgânica, é denominada de substâncias húmicas, que resultam da decomposição dos resíduos de plantas e tecidos animais. Ambas as parcelas da fase sólida – mineral e orgânica – interagem tanto entre si quanto com a fase líquida do meio, pela presença de cargas de superfície nos constituintes dessas parcelas. Em geral, tanto os componentes orgânicos quanto inorgânicos, do solo e de sedimentos, possuem cargas negativas de superfície, tal que apresentam certo potencial em absorver cátions da fase aquosa. Devido a existência dessas interações, os principais mecanismos de retenção ou liberação de substâncias pela ou para a fase sólida são os mecanismos de adsorção/desorção, precipitação e dissolução (Perk, 2014).

Dessa maneira existem características intrínsecas tanto a fase sólida quanto a fase líquida que influenciam diretamente as possibilidades de interações e o nível com que elas ocorrem, em subsuperfície. Em se tratando da fase sólida, uma maior reatividade de determinados grupos

minerais torna-se relevante para a interação entre esta e a fase líquida. Os grupos minerais onde essa característica é pronunciada são os argilominerais e os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (Perk, 2014). Para ambos os grupos de minerais, cuja ocorrência é ampla nos solos de regiões tropicais, a natureza das cargas de superfície guarda uma relação decisiva com o pH da solução as quais entram em contato. Tal fenômeno ocorre pela constatação de que a carga negativa na superfície mineral aumenta com o aumento do pH e assim a capacidade de sorver cátions, além dos prótons (H^+). Em contrapartida, para baixos valores de pH a superfície pode adsorver uma quantidade de prótons maior que a necessária para atingir a neutralização, adquirindo uma carga superficial positiva. Tendo em vista a dependência salientada, existe um valor de pH para o qual a superfície mineral apresenta-se neutralizada, acima do qual apresenta-se negativa e abaixo do qual apresenta-se positiva, sendo o valor de pH em questão denominado de Ponto de Carga Zero (PCZ) (Sposito, 1998). Por um lado, se o PCZ expressa uma medida da natureza das cargas adquiridas superficialmente, a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) ou Aniônica (CTA), denotam a máxima capacidade de adsorção de cátions ou ânions, respectivamente, pelo solo e, portanto, condicionam o potencial de adsorção de espécies químicas em solução pelo solo (Sposito, 1984). Outra característica que pode afetar o potencial de adsorção e sua natureza (cátions ou ânions) é a Área Superficial Específica dos constituintes do solo, de forma que há uma tendência em se observar uma relação positiva entre ASE e o potencial de adsorção (Appelo & Postma, 2005).

De modo geral, a capacidade de adsorção de ânions pelo solo é mais propícia para aqueles formados por minerais de baixa ASE e para uma fase líquida com valor de pH menor do que o PCZ dos minerais (Perk, 2014). Com relação aos principais óxidos e hidróxidos de ferro (goetita e hematita) e alumínio (gibbsita), o valor de PCZ excede 8 (Appelo & Postma, 2005) e devido a valores de ASE relativamente baixos, isto contribui para solos com abundância desses minerais possuírem certa capacidade de adsorver ânions (Perk, 2014, Fontes & Weed, 1996). Os argilominerais, em geral, tendem a possuir valores de PCZ menores, o que indica que, em geral, esses minerais estão, em um ambiente neutro, com cargas superficiais negativas. Alguns destes (vermiculitas e esmectitas), por possuírem elevada ASE, apresentam um grande potencial de adsorção de cátions, ao passo que aqueles com menores valores de ASE (grupos das caulinitas e micas) possuem potenciais de adsorção menos pronunciados (Sposito, 2008). Levando-se em consideração a assembleia mineralógica comumente observada em solos de regiões tropicais, principalmente no Brasil (óxidos e hidróxidos de Fe e Al, quartzo e

argilominerais muito intemperizados), os solos dessas regiões tendem a observam-se baixos valores de CTC globais. A classe pedológica dos latossolos, cuja ocorrência é predominante no Distrito Federal, é designada, dentre outros fatores, para solos com CTC, da fração argila, de 17 cmol/kg de argila (Embrapa, 2018). A sorção de cátions metálicos por solos argilosos de regiões tropicais pode ocorrer de forma intensiva, principalmente para os cátions Pb^{2+} e Cr^{3+} (Conciani, 2016).

As características do solo, no que se refere ao potencial de adsorção, possuem grande dependência também das características do adsorvente. No caso dos efluentes líquidos oriundos de aterros de resíduos, foi ressaltada a ocorrência, em sua composição, de grupos químicos variados, para os quais os processos de interação com a fase sólida se dão de forma distinta. Dentre os estudos que abordam a sorção de contaminantes presentes em lixiviados de aterros de resíduos por solos com alto grau de intemperismo, o foco é dado principalmente à sorção de metais pesados. Revisando dados da literatura acerca da interação entre solos de regiões tropicais e metais pesados, Naidu et al. (1998) indicou características da fase sólida e da solução que interferem diretamente no processo de sorção de metais pesados. Para a fase sólida, foi proposto um índice denominado SCD (“Surface Charge Density” – Densidade de cargas de superfície), que congrega a influência da mineralogia, teor de matéria orgânica e a variação intrínseca de cargas de superfície com parâmetros como pH. O SCD apresentou forte correlação linear e positiva com valores do coeficiente de distribuição (K_d) para o cádmio (Naidu et al., 1998). Os autores também salientam aspectos relacionados à fase líquida do solo, tais como o considerável aumento da sorção de cádmio com o aumento do pH da fase líquida e com a presença de ligantes iônicos (sulfato, cloreto). Em se tratando de macrocomponentes inorgânicos, que ocorrem sob a forma de ânions em lixiviados (cloreto, nitrato, fosfato), os solos altamente intemperizados possuem a capacidade de adsorvê-los condicionada, principalmente, às características eletroquímicas do meio e dos minerais presentes no solo. Dynia (2000) apresenta resultados de Latossolos do estado de São Paulo, para os quais a adsorção de nitrato foi estudada, e, para o caso do Latossolo Vermelho-Escuro a ocorrência, em um perfil, de valores de pH inferiores ao PCZ, resulta em condições favoráveis para a absorção do ânion em questão. Com relação à adsorção de fosfato, Fontes & Weed (1996) relatam que os óxidos de ferro (goetita e hematita) e de alumínio (gibbsita) são os principais minerais envolvidos na adsorção deste. Tal conclusão é similar àquela de Dynia (2000), já que esses óxidos possuem valor de PCZ relativamente alto, facilitando a ocorrência de cargas positivas

de superfície. Para compostos orgânicos a adsorção-desorção pelas parcelas orgânicas e inorgânicas do solo representa um dos principais processos que rege o comportamento dessas substâncias no subsolo, principalmente os compostos orgânicos ionizáveis, cuja adsorção-desorção é governada, principalmente, pelas características de superfície do solo – similarmente as substâncias inorgânicas – e também pela dissociação de orgânicos (Naidu & Bolan, 2008; Spadotto & Hornsby, 2003). Para os compostos orgânicos neutros, ou moleculares, aspectos como a sua hidrofobicidade e o teor de matéria orgânica do solo são apontados como estando positivamente correlacionados à sorção desses compostos (Naidu & Bolan, 2008; Spadotto & Hornsby, 2003).

Os processos de transferência de massa em questão alteram diretamente a mobilidade com que determinadas substâncias se encontram na natureza, o que não representa uma degradação das substâncias. Porém, em um ambiente natural podem ocorrer processos de degradação. Os principais compostos que estão sujeitos a esses processos são compostos orgânicos de cadeia reta e hidrocarbonetos aromáticos tais como solventes orgânicos halogenados, bromometano, bromoetano, benzeno e tolueno. O processo de degradação de determinadas substâncias é essencialmente um processo de transformação de massa, no qual determinado composto é transformado em compostos de menor massa molecular. No âmbito dos etanos e etilenos clorinados, as reações de degradação podem ocorrer tanto em condições abióticas, por intermédio de reações de substituição, e bióticas, por meio de reações de oxirredução mediadas biologicamente (Fetter, 2001).

2.2. DIAGNÓSTICO GEOAMBIENTAL DE ÁREAS CONTAMINADAS

O diagnóstico geoambiental de uma área, com ênfase em sua contaminação, visa caracterizar o meio físico tanto em subsuperfície quanto em superfície e apresentar um modelo conceitual da contaminação inserida nesse meio. A ênfase que se dá à caracterização do meio físico é com relação aos aspectos do meio que estão intimamente ligados ao comportamento e movimentação dos contaminantes, como os aspectos geológicos, hidrogeológicos, geomorfológicos, pedológicos e hidrológicos (IPT, 2014). De acordo com a normativa brasileira que trata da avaliação de passivos ambientais em solo e água, o diagnóstico geoambiental é contemplado por três etapas: avaliação preliminar, investigação confirmatória e investigação detalhada. A relação entre as etapas em questão pode ser representada de acordo com o fluxograma mostrado na Figura 2.8.

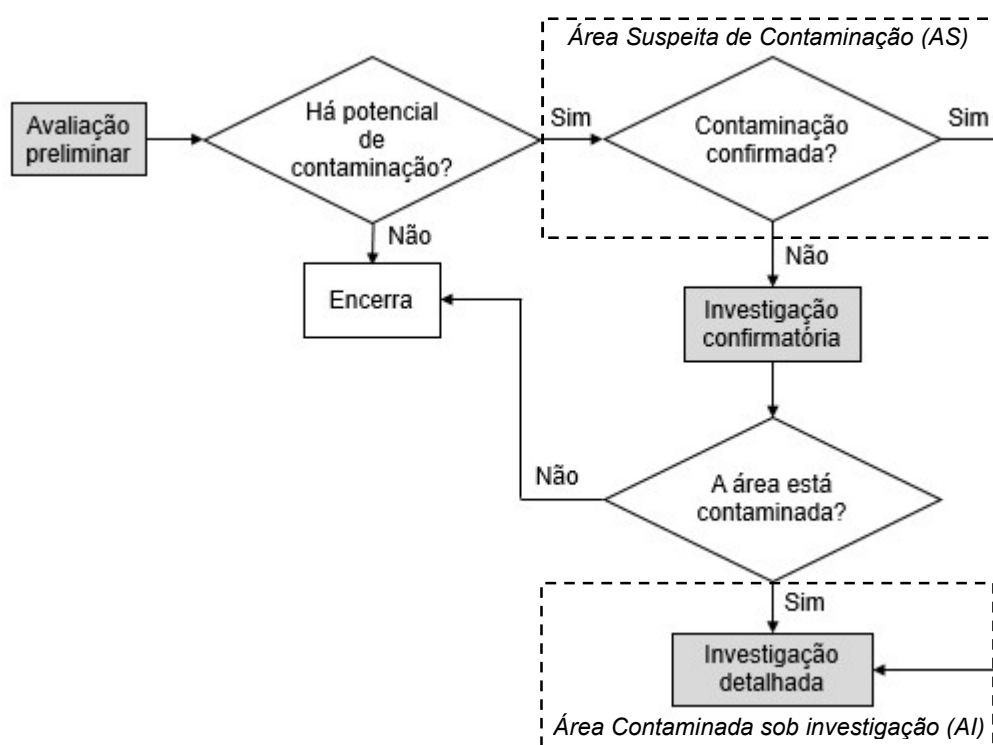


Figura 2.8 - Fluxograma das etapas de avaliação do passivo ambiental. Modificado de ABNT (2007).

O modelo conceitual da contaminação, por sua vez, é gerado e atualizado, após a conclusão de cada uma das três etapas hachuradas da Figura 2.8. Esse modelo é constituído de uma síntese das informações relativas ao meio físico e à contaminação que adquire um maior detalhamento e nível de complexidade após a conclusão de cada etapa. A primeira etapa de avaliações, denominada de Avaliação Preliminar, prima por detectar os indícios de uma possível contaminação em uma área, pela utilização, principalmente, de informações existentes acerca desta, tais como estudos históricos e estudos sobre o meio físico. Além disso, fontes informais, como entrevistas com a população local, podem ser fontes de informações importantes (ABNT, 2007). Para uma potencial contaminação ocasionada por disposição de resíduos sólidos, os estudos históricos são de grande relevância na determinação do tipo e origem desses resíduos e a relação disso com os padrões de disposição e procedimentos operacionais. No âmbito das áreas de disposição inadequada de resíduos, são tradicionalmente escassos os registros históricos formais, podendo ser útil a utilização de imagens obtidas remotamente, por meio de satélites e veículos aéreos e de técnicas de manipulações destas, que permitem obter a evolução espacial da área de disposição e os seus arredores (Kwarteng & Al-Enezi, 2004). Complementar a isso, entrevistas com catadores ou residentes próximos à área de disposição podem auxiliar no entendimento da configuração atual do maciço de resíduos. Para um entendimento

DIAGNÓSTICO GEOAMBIENTAL DE ÁREAS CONTAMINADAS

preliminar do meio físico devem ser revisados estudos que permitam determinar as potenciais vias de transporte bem como localizar e caracterizar os bens a proteger que possam ser atingidos (ABNT, 2007). Os principais tipos de dados a serem revisados nessa etapa, bem como aspectos específicos que eles contemplam, foram compilados de forma abrangente por Sara (2003) e apresentados em forma de tabela (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 – Aspectos específicos e relevância de tipos de dados revisados em uma etapa preliminar (Sara, 2003).

Tipos de dados	Aspectos específicos	Relevância
Operador/proprietário	Relatórios prévios para viabilidade prévios	Fonte inicial de dados e referências para a etapa de avaliação preliminar
	Documentos para conformidade regulatória	
Fotos aéreas		
Mapas base regionais	Mapas topográficos com informações diversas (águas superficiais, uso do solo, edificações e demais obras civis).	Fornece um entendimento básico da localização da área em um contexto regional
Geologia/Geofísica/Águas subterrâneas	Localização e laudos de sondagens, poços de observação e furos exploratórios	Elaborar um modelo conceitual hidrogeológico que possua informações suficientes para direcionar a campanha de amostragens a ser realizada em etapas posteriores e embasar um projeto de monitoramento
	Informações acerca dos valores de background das águas subterrâneas	
	Informações que permitam identificar o regime de fluxo subterrâneo de águas em termos de volume, direção e áreas de recarga e descarga.	
	Dados que permitam inferir sobre o nível freático/potenciométrico e suas variações sazonais	
	Dados que avaliem a importância das águas subterrâneas como recurso	
	Colunas estratigráficas e seções representando a geologia regional na qual a área de enquadra	
Mapas geológicos regionais identificando as principais unidades geológicas e suas propriedades		
Solos	Mapas pedológicos com a descrição das características de engenharia e químicas dessas unidades	Avaliar as características relacionadas à infiltração e escoamento superficial de forma a complementar o entendimento do balanço hídrico local e da relação entre o regime superficial de águas e o subterrâneo
Águas superficiais	Descrição dos sistemas de drenagem e características de fluxo	Auxiliar no entendimento da relação das águas superficiais e as subterrâneas; prever possíveis zonas de inundação para a locação de futuros empreendimentos
	Delimitação das zonas de inundação de acordo com chuvas críticas	
	Enquadramento dos corpos hídricos superficiais próximos de acordo com o uso designado atual e um potencial uso futuro	
Climatologia	Registros históricos de precipitação, temperatura, velocidade do vento, umidade	Complementar as informações necessárias para realização do balanço hídrico sazonal da área

Existindo indícios de contaminação, a área é classificada como Área Suspeita de Contaminação (AS). Em seguida são realizadas coletas e análises químicas de amostras dos meios suspeitos de estarem contaminados, etapa denominada de Investigação Confirmatória, que permite verificar a existência ou a ausência de substâncias em concentrações superiores a valores orientadores ou outros valores definidos pelos órgãos ambientais competentes (ABNT, 2011). O modelo conceitual preliminar da contaminação, determinado na etapa anterior, é o principal balizador das demandas por dados a serem obtidos durante a fase de investigação confirmatória. A depender do grau de refinamento das informações contidas no modelo conceitual preliminar, faz-se necessária, a busca por informações adicionais, por meio da aplicação de ensaios geofísicos ou de técnicas analíticas de resposta rápida. As técnicas em questão consistem em técnicas analíticas de obtenção de informações (qualitativas, semi-quantitativas ou quantitativas), relacionadas às concentrações das substâncias, para os diversos meios potencialmente contaminados, enquanto os ensaios geofísicos visam a definição da abrangência espacial dessas substâncias nos meios em avaliação (ABNT, 2011).

O refinamento do modelo conceitual preliminar deve ser conduzido até um nível de consistência que permita identificar aspectos relacionados a: (a) atividades suspeitas ou com relevante potencial de contaminação; (b) substâncias contaminantes oriundas dessas atividades; (c) caracterização das fontes primárias de contaminação bem como os mecanismos de liberação destas para o meio e os mecanismos de migração delas nos meios afetados (d) caracterização, com a mesma abordagem, das fontes secundárias de contaminação (e) identificação dos possíveis receptores existentes e bens existentes na área. As informações supracitadas embasam a formulação de um plano de amostragem, no qual, em função de (c), (d) e (e), são definidos os meios a serem amostrados, a distribuição e a profundidade dos pontos de amostragem. Em virtude de (a) e (b) são definidas as substâncias químicas de interesse a serem analisadas nas amostras e estas são enviadas para análise em laboratórios credenciados, que seguem procedimentos operacionais normatizados de coleta e transporte (ABNT, 2011). A confirmação da contaminação se dá mediante a comparação dos resultados das análises realizadas e os valores orientadores propostos pelos órgãos ambientais competentes.

Por fim, uma vez constatada, pela investigação confirmatória, a existência de meios contaminados na área em estudo, é necessário conduzir uma investigação detalhada (Figura 2.8). Essa etapa visa uma caracterização mais detalhada da extensão (vertical e horizontal) da contaminação pelas substâncias identificadas na etapa anterior, do meio físico na qual ela se

encontra (geologia e hidrogeologia) e também dos aspectos que irão subsidiar uma avaliação do risco à saúde humana aos indivíduos potencialmente expostos a essas substâncias (vias de exposição, possíveis receptores, possíveis cenários de evolução da contaminação) (ABNT, 2013). O maior detalhamento desses aspectos é obtido por meio da consolidação das informações já obtidas nas etapas anteriores e, com base nisso, a proposição de um plano de trabalho com foco na realização de ensaios em campo e em laboratório, levantamentos de campo, e, por fim, a avaliação e análise das informações levantadas. Com essas informações são embasadas ações futuras voltadas para a remediação e monitoramento ambiental da área.

A execução das etapas vinculadas ao diagnóstico geoambiental se baseia na existência de patamares legais de concentrações de substâncias em determinado meio, tal que permitam inferir acerca do nível de contaminação deste frente às investigações realizadas. Esses patamares são denominados de valores orientadores de qualidade, e, em âmbito nacional, a legislação que dispõe sobre estes, relativos ao solo e as águas (subterrânea e superficial), é estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Em se tratando das águas, as resoluções CONAMA n° 357/2005, CONAMA n° 396/2008 e as resoluções que as alteram e complementam, estabelecem limites para diferentes usos das águas superficiais e águas subterrâneas, respectivamente. Em 2009, a Resolução CONAMA n° 420/2009 estabeleceu os critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e forneceu diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas.

Voltada para as águas superficiais, a Resolução CONAMA n° 357/2005 estabelece limites de concentrações de substâncias de acordo com a classe de qualidade do corpo hídrico, entendendo-se essa classe de qualidade como o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros (CONAMA, 2005). Para águas doces e salinas as classes de qualidade contemplam desde uma classe especial, cujo padrão de qualidade é altamente restritivo, por se tratarem de águas destinadas ao abastecimento humano ou de alta relevância ambiental, até águas de classes superiores, relacionadas à usos que exigem um padrão de qualidade menos exigente, como, por exemplo, a navegação e a harmonia paisagística (CONAMA, 2005).

De forma similar, as águas subterrâneas possuem padrões de qualidade condicionados pelos seus usos preponderantes, que são representados por Valores Máximos Permitidos (VMP) específicos à cada substância e uso preponderante do corpo hídrico. As classes de qualidade

para águas subterrâneas também representam usos que exigem padrões de qualidade distintos, porém, os padrões em questão devem ser avaliados – processo este denominado de enquadramento – levando em consideração os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) das substâncias nessas águas, sendo esses valores que definem a qualidade natural das águas subterrâneas (CONAMA, 2008). Os VRQ são essenciais para promover o enquadramento das águas subterrâneas nas classes mencionadas, porém, a sua avaliação deve ser realizada de forma específica ao contexto hidrogeológico no qual o corpo hídrico se situa. O estabelecimento dos VRQ, baseados em valores de background e baseline, e uma proposta de enquadramento dos aquíferos do DF, foram realizados por Castanheira (2016).

Por fim, na avaliação da qualidade do solo em respeito à presença de substâncias químicas, a Resolução CONAMA n° 420/2009 tipifica os valores orientadores de qualidade de três maneiras: Valor de Referência de Qualidade (VRQ), Valor de Prevenção (VP) e Valor de Investigação (VI) (CONAMA, 2009). Os VRQ, de maneira similar às águas subterrâneas, definem concentrações de substâncias químicas que representam a qualidade natural do solo. Tendo em vista que a geoquímica dos solos pode ter grandes variações, a determinação desses valores deve ser realizada de forma específica para os locais de ocorrência destes. A Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), conduziu estudos pioneiros na determinação desses valores, que são representativos das condições pedogequímicas apenas dos solos do Estado de São Paulo (CETESB, 2001). Outras iniciativas almejam o estabelecimento de VRQs para substâncias específicas – metais pesados, por exemplo – e solos pertencentes a diferentes classes pedológicas, como os latossolos, argissolos e cambissolos (Campos et al., 2003; Sá Paye et al., 2010). Na existência de certa alteração dos níveis e concentrações de determinadas substâncias no solo, com relação aos seus VRQs, o Valor de Prevenção (VP) representa um limite superior para essas concentrações. Dessa maneira, em concentrações menores que esse limite, o solo mantém as suas funções principais, que contemplam desde a manutenção do ciclo da água e dos nutrientes, até o seu estabelecimento como meio básico para ocupação territorial, recreação e outros usos público e econômicos. Os valores de VP são derivados de ensaios de fitotoxicidade ou de avaliação de riscos ecológicos (CONAMA, 2009). Por fim, o nível limite de alteração da qualidade do solo, a partir do qual há riscos potenciais à saúde humana, é estabelecido como Valor de Investigação (VI).

A depender do nível de alteração das substâncias presentes no solo, este enquadra-se em classes de qualidade, as quais requerem ações distintas. No caso, a única condição na qual não são

requeridas ações é quando as substâncias se encontram com concentrações menores ou iguais aos VRQs (Classe 1). Por outro lado, na condição de pelo menos uma substância com concentração acima de VI, e, portanto, também acima de VP (Classe 4), a área é denominada de Área Contaminada Sob investigação (AI) (Figura 2.8). Mediante uma avaliação de risco à saúde humana, realizada na investigação detalhada, a área é classificada como Área Contaminada sob Intervenção (AI) – quando o risco é existente. Nesse caso, é necessária a adoção de medidas cabíveis, por parte do órgão ambiental competente, para resguardar os receptores de risco (população exposta, recursos hídricos, áreas de interesse ambiental) e a proposição de ações de intervenção, por parte do responsável pela passivo ambiental, de forma a eliminar ou reduzir a níveis toleráveis os riscos existentes (CONAMA, 2009).

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. AVALIAÇÃO DE RISCOS À SAÚDE HUMANA EM ÁREAS CONTAMINADAS

O conceito de risco encontra-se atualmente com aplicabilidade amplamente difundida, e, devido a isso, pode apresentar definições ligeiramente distintas de acordo com as especificidades de cada área do conhecimento. Apesar disso, o conceito de risco está assente em duas componentes essenciais e generalistas: a incerteza e a exposição. Com base nessas componentes, o risco fica definido, de forma geral, como a exposição à uma proposição da qual se tem incertezas (Holton, 2004). De forma mais específica, pode-se ainda dizer que o risco denota a possibilidade de que um estado de realidade não-desejado (efeitos adversos) possa ocorrer em decorrência de eventos naturais ou atividades humanas (Kates et al., 1985 apud Renn, 2008). Essa definição carrega um viés negativo, que é comumente atribuído às consequências das quais se originam os riscos. Tais consequências são costumeiramente apresentadas na forma de perdas econômicas, quando a possibilidade de monetização dos efeitos adversos é explícita, por exemplo – no contexto da geotecnia – os prejuízos econômicos decorrentes da ruptura de uma estrutura, tal como uma barragem ou um muro de contenção.

Em respeito aos riscos à saúde humana em áreas contaminadas, as consequências negativas são os possíveis efeitos adversos à saúde humana em decorrência de um potencial ingresso dos contaminantes no organismo dos indivíduos expostos a esses contaminantes, quer seja por residirem ou desempenharem alguma função/atividade nessas áreas. O ingresso de substâncias pode ocorrer por diversas vias – inalação, absorção dermal ou ingestão – e decorre de um contato com substâncias que pode se dar em níveis crônicos ou agudos, caracterizados por suas concentrações e durações (Dupont & Theodore, 2012). A exposição crônica diz respeito à uma ocorrência que se estende por longos períodos (meses a anos) e com concentrações relativamente baixas das substâncias. Por outro lado, uma exposição aguda ocorre por um período relativamente breve de tempo (minutos a 1 ou 2 dias) e com altas concentrações da substância (Dupont & Theodore, 2012).

Entendendo-se que regiões contaminadas incorrem em riscos à saúde humana, há a necessidade de quantificá-los, de maneira que sejam propostas ações no sentido de reduzi-los ou eliminá-los. O processo no qual são identificados os eventos ou problemas que se configuram em risco e as probabilidades e consequências oriundas deles, é denominado de Avaliação de Risco, cuja

AValiação DE RISCOS À SAÚDE HUMANA EM ÁREAS CONTAMINADAS

etapa final consiste na caracterização do risco, para o qual são apresentadas medidas quantitativas, semi-quantitativas ou qualitativas. Em se tratando do risco à saúde humana em áreas contaminadas, existem diversas propostas metodológicas para a realização dessa avaliação.

A Organização Mundial da Saúde (OMS ou WHO - World Health Organization) apresenta uma proposta ferramental para realizar a avaliação de risco à saúde humana. A proposta em questão se propõe um desmembramento desta avaliação em quatro etapas, como sugerido pelo Programa Internacional de Segurança Química. Essas etapas são apresentadas na forma de um roteiro constituído por questionamentos a serem sanados (Figura 2.8). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), em sua proposta metodológica de avaliação de riscos à saúde humana (USEPA, 1989a), apresenta um roteiro cuja lógica é similar (Figura 2.8), porém, é evidente que há diferenças essenciais na abordagem utilizada em cada uma das etapas. Essencialmente, as etapas de avaliação da exposição e caracterização do perigo, propostas por WHO (2010), conduzem a uma caracterização do risco baseada na comparação de valores orientadores de substâncias e os níveis de contaminação existentes para o cenário de exposição existente na área. Assim, para que essa comparação seja possível, esse cenário deve se assimilar ao cenário para o qual os valores orientadores foram derivados. Por outro lado, na metodologia proposta pela USEPA (1989a) o nível de exposição é calculado em termos de doses absorvidas ou ingeridas para o cenário existente e, juntamente dos parâmetros de toxicidade obtidos na Avaliação de toxicidade, são obtidos, na Caracterização de risco, indicadores quantitativos de risco para efeitos adversos à saúde humana.

O Brasil ainda se encontra aquém de possuir um arcabouço jurídico-institucional bem consolidado acerca da temática, o que não permite a imposição, em nível nacional, de uma sequência natural aos resultados dos estudos de avaliação de risco. Dessa maneira há diretrizes por parte do Ministério da Saúde que apontam no sentido da utilização de referenciais metodológicos oriundos de agências internacionais, tal como a metodologia proposta pela Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Controle de Doenças ASTDR/CDC (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (Brasil, 2010b).

AVALIAÇÃO DE RISCOS À SAÚDE HUMANA EM ÁREAS CONTAMINADAS

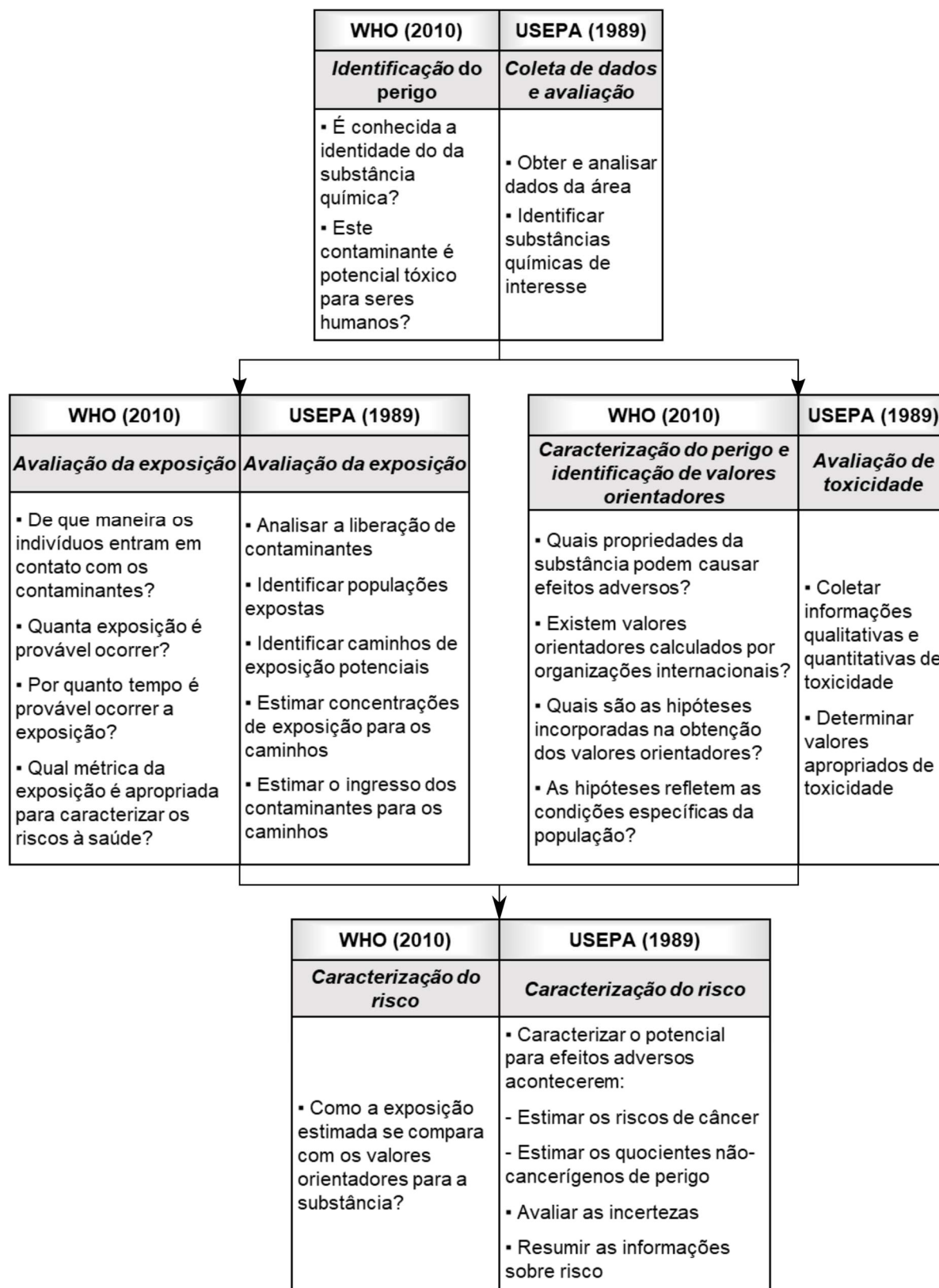


Figura 3.1 - Etapas de avaliação de risco à saúde humana segundo as metodologias propostas por WHO (2010) e USEPA (1989a).

AVALIAÇÃO DE RISCOS À SAÚDE HUMANA EM ÁREAS CONTAMINADAS

A partir do ano de 2002, entidades públicas nacionais, por meio de financiamentos oriundos de organizações internacionais (PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento e OPAS – Organização Pan-americana da Saúde), conduziram avaliações de risco à saúde humana em locais cujo histórico de uso e ocupação forneciam fortes indícios de contaminação. A diretriz metodológica escolhida para os estudos foi a da ASTDR (Brasil, 2010b). É o caso, por exemplo, do município de Santo Amaro, na Bahia, no qual, ainda nos anos 60, instalou-se uma empresa produtora de lingotes de chumbo que permaneceu durante cerca de 27 anos operando de forma inadequada. Em 1993, essa empresa, já tendo sido incorporada por outra, abandona as instalações, abandonando o passivo ambiental acumulado durante décadas de disposição inadequada. Na área em questão, foram constatados – próximo à planta abandonada – níveis de metais (cádmio, chumbo, cobre e zinco) acima dos valores de referência em diversos compartimentos (água superficial, água subterrânea, solo superficial e outros) e no Rio Subaré, à jusante do ponto onde se situava a fábrica, as concentrações de metais ultrapassavam os valores de referência em sedimentos e moluscos (Brasil, 2003).

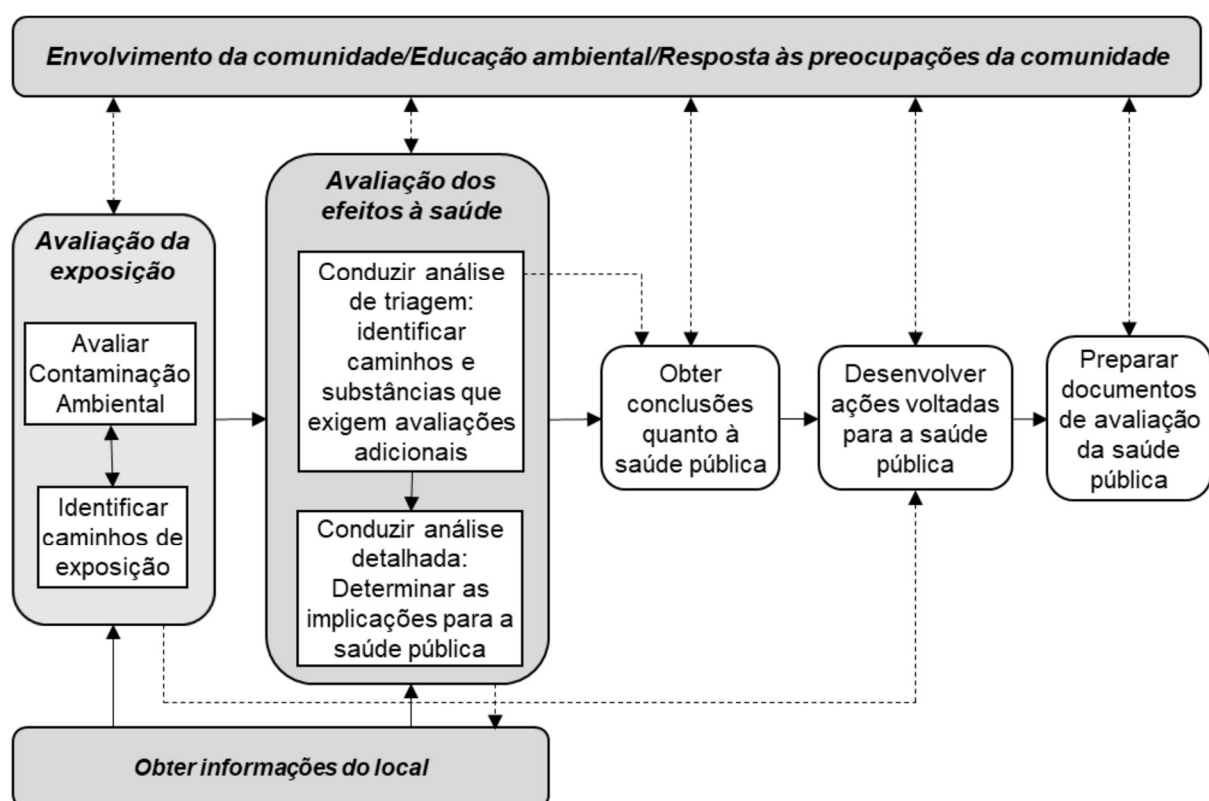


Figura 3.2 – Etapas da avaliação da saúde pública segundo a ATSDR. Adaptado de ASTDR (2005).

De forma similar, foram conduzidas avaliações de risco baseadas na metodologia ASTDR em Cidade dos Meninos-RJ, por contaminação com pesticidas, e em mais 6 áreas pilotos sob

AVALIAÇÃO DE RISCOS À SAÚDE HUMANA EM ÁREAS CONTAMINADAS

determinação do Ministério da Saúde (Brasil, 2010a). Basicamente, a metodologia proposta pela ATSDR é conduzida em múltiplas etapas (Figura 3.2), mas concentram o eixo técnico em duas delas – avaliação da exposição e avaliação dos efeitos à saúde – que culminarão na possibilidade de obter conclusões e recomendações e identificar ações apropriadas voltadas à saúde pública para prevenir exposições danosas (ATSDR, 2005).

A USEPA, por outro lado, segue uma linha metodológica própria para avaliação de riscos à saúde humana. No caso, é adotado o guia denominado RAGS (“Risk Assessment Guidance for Superfund”) que foi desenvolvido como resposta a lei decretada em 1980 denominada CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act). Com essa lei, foi determinada a responsabilização de indústrias por liberações de substâncias perigosas e a criação de um fundo para financiamento de ações de limpeza, quando o responsável pela contaminação de uma área não pode ser identificado. O RAGS é subdividido em três partes (A, B, C), dentre as quais a Parte A é a que fornece as diretrizes para avaliação de risco à saúde humana, cujo escopo foi previamente apresentado na Figura 3.1. Existem diferenças essenciais entre a metodologia proposta pela ATSDR e aquela utilizada pela USEPA (RAGS). A primeira tem uma abordagem com viés predominantemente qualitativo, avaliando não somente os possíveis efeitos adversos a saúde relacionados a exposição aos contaminantes químicos, mas todos os efeitos adversos à saúde, tanto físico quanto químicos, a que os indivíduos possam estar sujeitos. Por outro lado, a aplicação do RAGS resulta na obtenção de indicadores quantitativos de risco, específicos à cada contaminante, cuja derivação depende de modelos estatísticos e biológicos que utilizam dados oriundos de investigações epidemiológicas e de toxicidade animal (USEPA, 1989a).

Em São Paulo, a CETESB aprovou a revisão do seu “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” (CETESB, 2017), no qual há a exigência de que a avaliação de risco à saúde humana deve ser realizada por meio da “Planilha para Avaliação de Risco para Áreas Contaminadas sob Investigação” elaborada pela CETESB, cuja concepção é fruto de uma exigência da Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E (CETESB, 2007). A planilha em questão realiza os cálculos relativos à quantificação da exposição e caracterização do risco com base na metodologia do RAGS (CETESB, 2018). De forma similar, a norma brasileira ABNT NBR: 16209:2013 – Avaliação de Risco à Saúde Humana para Fins de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (ABNT, 2013) também se baseia na metodologia do RAGS para quantificação da exposição e caracterização do risco. Entendendo-se a importância da metodologia RAGS no

paradigma atual de avaliação de risco à saúde humana, é apresentado abaixo um detalhamento das etapas mencionadas na Figura 3.1 referentes a USEPA (1989a).

3.2. COLETA DE DADOS E AVALIAÇÃO – USEPA (1989)

Como identificado no fluxograma de atividades (Figura 3.1), a etapa em questão visa a obtenção e análise de dados da área e também a identificação das substâncias químicas de interesse, para as quais as etapas futuras da avaliação de risco serão conduzidas. A parte que diz respeito à obtenção faz referência a dados que serão utilizados na avaliação de risco em si e também às etapas que possam vir a ocorrer posteriormente, como a remediação ambiental. A avaliação dos dados obtidos permite selecionar substâncias cuja ocorrência na área têm o potencial de ocasionar efeitos adversos à saúde humana e para as quais a avaliação de risco será conduzida.

De modo geral, os dados que são demandados para uma avaliação básica de riscos à saúde humana, que podem ser utilizados posteriormente com outros propósitos, são as identidades dos contaminantes, os seus valores de referência (background), as suas concentrações nos meios de interesse, as características das fontes e, por fim, as características do ambiente que afetam o transporte, destino e persistência do contaminante. Os dados supracitados permitem realizar uma identificação preliminar da exposição humana, o que inclui a identificação (i) dos meios que suscitam preocupação; (ii) as áreas de preocupação (região dos meios que será amostrada); (iii) tipos de contaminantes esperados; (iv) caminhos potenciais dos contaminantes pelo ambiente. A USEPA (1989a) adota um guia denominado “DQO Guidance” (Data Quality Objectives Guidance), que consiste no estabelecimento de níveis qualitativos ou quantitativos de qualidade, previamente à obtenção dos dados, que, uma vez garantidos, permitem a tomada de decisão por parte da agência. Em um primeiro estágio devem ser compilados e analisados todos os dados existentes acerca da área, que devem possuir um nível de qualidade tal que permitam definir os objetivos das investigações de campo e uma identificação das principais lacunas nos dados existentes. Em seguida são especificados os dados necessários para atingir os objetivos estabelecidos anteriormente, selecionadas as abordagens que serão dadas às amostragens, definidas opções de métodos analíticos para a área e avaliadas essas opções. Com isso, é estabelecido o Plano de Amostragem e Análise, que consolida as informações apresentadas e obtidas nas etapas anteriores. Trata-se de uma estratégia similar àquela utilizada por ABNT (2007), na avaliação preliminar do passivo ambiental de uma área.

Após a realização da etapa de coleta de dados há a necessidade de avaliá-los com quanto à sua qualidade e representatividade, de modo a se dar continuidade à avaliação de riscos à saúde humana. Tal avaliação vislumbra, primeiramente, identificar se os procedimentos analíticos utilizados resultam em dados com acurácia adequada e representam compostos específicos, não um conjunto deles, tais como o Carbono Orgânico Total (TOC) ou Haletos Orgânicos Totais (TOX). Constatando-se que essa primeira avaliação concorda com as diretrizes e padrões exigidos, é necessário avaliar as concentrações obtidas em comparação aos seus limites de quantificação (SQL). Os instrumentos utilizados para obter as concentrações das substâncias em análise possuem um valor limite inferior de medição de concentrações, abaixo do qual não é possível distinguir as variações de concentrações dos ruídos de medição do próprio instrumento, esse limite é denominado de limite de detecção (DL). O valor de DL é específico às substâncias e instrumentos, sendo obtido por meio da análise estatística de múltiplas análises, para as quais o quociente entre a menor concentração observada e o nível de ruído do instrumento é determinado (USEPA, 1989a). O SQL, por outro lado, é um valor superior ao DL e representa um valor de concentração acima do qual as substâncias podem ser quantificadas de forma acurada e com reprodutibilidade. Com isso, as concentrações que excedem o SQL em análises realizadas são confiáveis.

Diante disso, na avaliação dos resultados obtidos da coleta de dados, podem ocorrer situações nas quais: (i) SQL é superior aos valores orientadores de substâncias; (ii) SQL apresenta-se incomumente elevado para algumas amostras, podendo exceder os resultados positivos de outras amostras ou (iii) algumas amostras apresentam resultados positivos, outras, porém, resultados não confiáveis, abaixo de um SQL cujo valor é aceitável (USEPA, 1989a). A situação relatada em (i) pode ser evitada mediante uma avaliação preliminar à realização da análise, que permita a exigência ou escolha de métodos analíticos suficientemente sensíveis a ponto de emitirem resultados cujos SQL's sejam compatíveis aos valores orientadores das substâncias em análise. No caso de (ii), os valores incomumente altos de SQL podem resultar da interferência da matriz na qual a solução está sendo analisada e, havendo a possibilidade de reavaliação da amostra por outras técnicas analíticas, é recomendável que isto seja feito. Porém, não havendo esta possibilidade, não devem ser considerados os resultados dessas amostras para fins de avaliar quantitativamente o risco à saúde humana. Ocorrendo situação similar a (iii) os valores de concentrações para amostras de baixa confiabilidade podem ser tanto menores que SQL, ou mesmo nulos, caso a amostra não apresente a substância em análise. Caso existam

evidências de que a substância existe em concentrações abaixo da sua SQL podem ser utilizados o próprio valor de SQL ou SQL/2 como concentrações aproximadas para a substância, a depender de evidências de que as concentrações no local estão mais próximas de um do que do outro. Além desses casos, podem ocorrer outras situações nas quais é necessário identificar se as concentrações obtidas possuem ou não representatividade. Em geral, as análises advindas de laboratórios possuem códigos indicadores da representatividade dos valores de concentrações fornecidos e, a depender disso, é possível manter ou excluir determinada substância do processo da avaliação quantitativa de riscos.

Outro aspecto a ser verificado durante a avaliação dos dados obtidos diz respeito a comparação das amostras obtidas com seus respectivos brancos. O branco é definido como uma amostra que contém unicamente possíveis substâncias que foram introduzidas quer seja pela coleta ou transporte da amostra em campo, ou durante a preparação e análise das amostras. Pela comparação das concentrações das substâncias nas amostras coletadas na área e das concentrações de seus respectivos brancos, é possível determinar se as primeiras de fato representam resultados positivos, ou se simplesmente representam adições acidentais dessas substâncias. Nesse último caso, as próprias concentrações dos brancos são consideradas como os valores de SQL para as amostras.

Salienta-se que a tabela de compostos alvo que devem ser contemplados pelas análises laboratoriais realizadas (USEPA, 1989a) pode representar apenas um subgrupo do conjunto de todas substâncias presentes na área. Porém, na análise de substâncias de determinadas classes – compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis – pode ser indicada a presença de outros compostos que não aqueles exigidos na tabela de compostos alvo. A situação em questão é representada pela existência de picos em cromatogramas para os quais a atribuição de identidades de compostos é incerta. A estes é atribuída a denominação de compostos identificados tentativamente (TIC – Tentatively Identified Compounds). Na ocorrência de situações como a mencionada e quando não se puder constatar, por informações prévias da área, que de fato há a presença de TIC's, ou que estes ocorrem em altas concentrações, então geralmente não se procede a avaliação de risco para esses compostos. Por outro lado, na presença de diversos TIC's, ou caso as suas concentrações possam ser elevadas, é recomendável levar adiante esses compostos para uma avaliação de seu risco à saúde humana. Para que as incertezas com relação às suas concentrações e identidades sejam amenizadas – e havendo

tempo para tal – devem ser utilizados métodos analíticos específicos previamente a utilização desses compostos em avaliações posteriores (USEPA, 1989a).

Tendo-se avaliado a representatividade dos resultados em respeito aos aspectos salientados anteriormente, é necessário avaliá-los quanto às concentrações de *background* da área. Essas concentrações representam o estado anterior da área, tanto as concentrações de ocorrência natural quanto aquelas oriundas de fontes antropogênicas externas a área de estudo. A aquisição de informações de *background* de uma área exige um entendimento prévio da extensão da região de influência desta, de modo que possam ser localizados pontos de amostragem com maior probabilidade de representarem as condições naturais do meio em análise. Em geral, quando os níveis naturais de uma substância podem ser determinados e verificando que os níveis da mesma substância na área de estudo são estatisticamente equivalentes ao *background*, a substância em questão pode ser desconsiderada na avaliação de riscos à saúde humana, pois, em geral, os níveis naturais não impõe riscos significativos à saúde humana. (USEPA, 1989a). Em contrapartida, quando o *background* também apresenta substâncias antropogênicas, não é recomendável a exclusão destas da avaliação de risco, uma vez que, em um estágio preliminar, pode ser de grande dificuldade determinar precisamente que essas substâncias são oriundas de uma fonte externa a área de estudo.

Finalizadas as avaliações mencionadas anteriormente, é criado um conjunto de dados acerca das substâncias químicas a ser utilizado nas etapas seguintes da avaliação de risco à saúde humana. O número de substâncias e compostos que compõem o conjunto em questão pode ainda ser reduzido em uma última avaliação, caso seja atestado preliminarmente que determinada substância oferece riscos negligenciáveis à saúde humana. Para tal faz-se necessário considerar, em uma avaliação preliminar, aspectos específicos relacionados à frequência de detecção do composto, a relação entre o seu nível de toxicidade e o seu nível de ocorrência, a tratabilidade e outros aspectos. Porém, cabe ressaltar que o tempo necessário para a avaliação dos compostos perante os aspectos mencionados pode superar o tempo necessário para simplesmente avaliar os riscos decorrentes da presença destes (USEPA, 1989a).

3.3. AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO – USEPA (1989)

A exposição de um indivíduo é definida como o contato de um organismo com um agente físico ou químico. A magnitude com que essa exposição ocorre é mensurada pela medição ou estimativa da quantidade dos agentes disponíveis nas fronteiras de troca (e.g. pele, pulmões,

trato gastrointestinal) por determinado período de tempo. A avaliação da exposição para fins da avaliação de risco à saúde humana, consiste em determinar ou estimar a magnitude, frequência, duração e via de exposição – tanto em um cenário presente quanto futuro – com que um indivíduo está exposto a certo composto químico. A avaliação da exposição pode ser subdividida em etapas conforme apresentado na Figura 3.3. Sob o entendimento das Nações Unidas para Redução de Riscos devido à Desastres (UNISDR), a vulnerabilidade se refere às condições determinadas por fatores ou processos físicos, sociais, econômicos e ambientais que aumentam a susceptibilidade de um indivíduo, população ou sistema aos impactos de perigos. (UNISDR, 2016). Nesse sentido, observa-se que, pelos aspectos contemplados pela avaliação de exposição, a etapa em questão visa caracterizar e quantificar a vulnerabilidade dos indivíduos expostos, uma vez que os fatores como as características das populações expostas – e do ambiente físico – e as concentrações referentes aos caminhos de exposição aos contaminantes podem determinar condições nas quais há um aumento da susceptibilidade ao perigo – no caso os efeitos adversos à saúde humana.

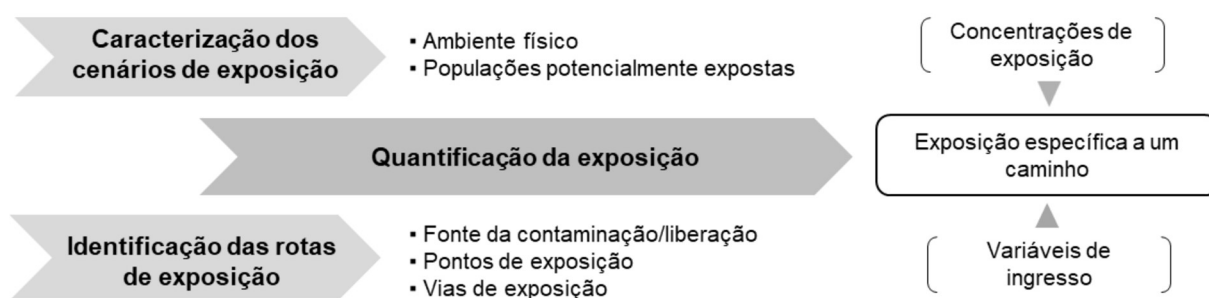


Figura 3.3 – Detalhamento da etapa de Avaliação da Exposição. Adaptado de (USEPA, 1989a)

Na etapa de caracterização dos cenários de exposição o enfoque é dado à caracterização do meio físico na qual a área se enquadra e das populações que residem ou desempenham alguma atividade nela. A caracterização do meio físico engloba aspectos gerais relacionados ao clima e meteorologia, aos contextos pedológicos, geológicos e hidrogeológicos, ao meio biótico e às águas superficiais. As informações necessárias a essa caracterização são geralmente oriundas da avaliação preliminar realizada, que contempla basicamente material bibliográfico sobre a área. A caracterização das populações potencialmente expostas consiste em, primeiramente, determinar a localização destas com relação à área de estudo. Ainda, um aspecto essencial nessa caracterização diz respeito à determinação do tipo de uso e ocupação do solo nas áreas possivelmente expostas, uma vez que, a depender desse uso, são definidos os padrões de atividades humanas ali existentes. Uma avaliação desses padrões permite inferir sobre variáveis

que são necessárias para a etapa posterior de quantificação da exposição, tais como o percentual de tempo na qual a população potencialmente exposta encontra-se na área contaminada e a natureza (interna ou externa) e sazonalidade das atividades desenvolvidas. Similarmente, devem ser contemplados possíveis cenários futuros de uso e ocupação da terra, em que se torna relevante observar a possibilidade da mudança de usos atuais menos expositivos – uso comercial/industrial, por exemplo – para usos cujos níveis de potencial exposição são maiores, tais como residenciais ou recreacionais. A vulnerabilidade dos indivíduos guarda relação ainda com a sua sensibilidade à exposição a substâncias químicas, e, portanto, a identificação de populações sensíveis (crianças, gestantes, idosos, indivíduos com doenças crônicas) é necessária à caracterização das populações potencialmente expostas.

No processo de avaliação da exposição a existência por si só de uma fonte de contaminação e de indivíduos potencialmente expostos não se faz suficiente para a quantificação da exposição a que uma população estará sujeita. Para tal, é necessário que se identifique um caminho de exposição, que realiza a conexão entre as fontes, localizações e tipos de liberações para o ambiente. Um caminho de exposição é dito como completo quando este contempla quatro elementos: (1) uma fonte e um mecanismo de liberação química; (2) um meio de transporte ou retenção; (3) um ponto de potencial contato com um receptor; (4) uma via de exposição (ingestão, inalação, contato dérmico) no ponto de contato. Para (1) a identificação das fontes é realizada com base nos estudos preliminares realizados na área, nos quais foram identificadas as atividades potencialmente poluidoras. Com base nas características da fonte podem ser identificados possíveis mecanismos de liberação para o ambiente e meios de retenção e transporte (2), o que, por sua vez, não são únicos para uma mesma fonte. Por exemplo, um solo cuja camada superficial esteja contaminada é considerado como uma fonte cujos mecanismos de liberação podem contemplar a emissão de particulado ou o escoamento superficial, em que no primeiro caso o meio de retenção e transporte é o ar e no segundo as águas superficiais.

Uma vez que tenham sido definidos os meios de retenção e transporte é necessário avaliar o destino das substâncias nesses, tanto no domínio do espaço – inferência acerca de possíveis outros meios atualmente contaminados – quanto no domínio do tempo – migração futura dessas substâncias para outros meios. Na avaliação do destino das substâncias é necessário considerar que uma substância quando liberada para o ambiente está sujeita aos mecanismos de transporte, de transformação (processos físicos, químicos e biológicos) e acumulação nos meios em que se

situa. O fluxograma mostrado na Figura 3.4 indica aspectos importantes a serem avaliados na determinação do destino de contaminantes liberados no solo ou água subterrânea.

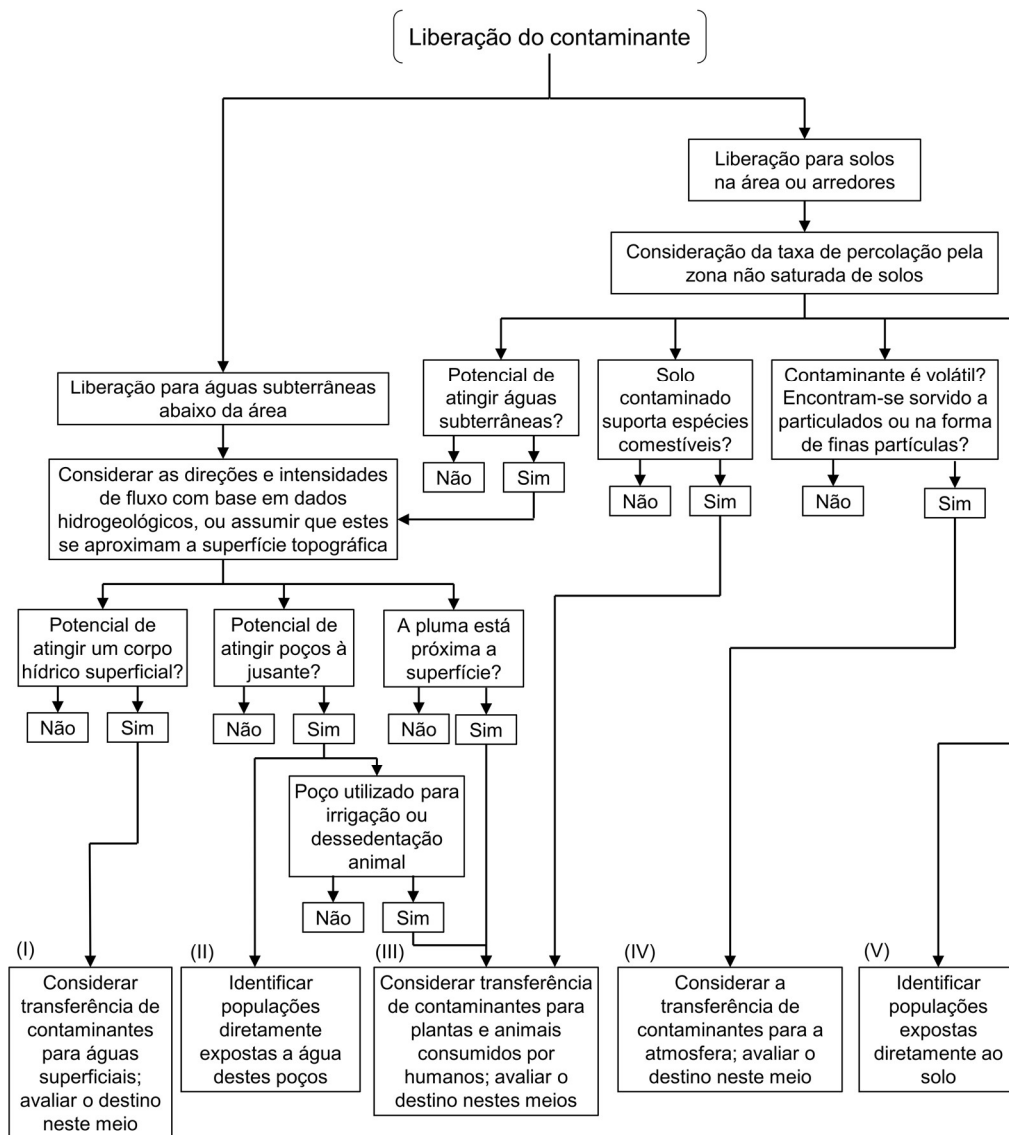


Figura 3.4 – Destino de contaminantes em solo ou água subterrâneas. Adaptado de USEPA (1989a).

Nota-se que em (II) e (V) (Figura 3.4) os próprios meios para os quais o fluxograma avalia o destino (solo e água subterrânea), são pontos de potencial exposição. Em (I), (III) e (IV) ocorre a transferência dos contaminantes entre meios, sendo necessário avaliar o destino destes nos meios receptores e verificar se eventualmente esses meios receptores podem representar pontos de exposição. Pontos de exposição são representados por quaisquer pontos de potencial contato com o meio contaminado. Na identificação destes, é de grande relevância a caracterização das populações potencialmente expostas, de forma que as suas localizações e padrões de atividades determinam as possibilidades de contato com o meio contaminado. Em geral, é necessária a

AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO – USEPA (1989)

identificação dos pontos de exposição nos quais ocorrem as maiores concentrações, que geralmente encontram-se próximos à fonte de contaminação ou estão propriamente inseridos nela – quando o acesso à essa fonte não é restrito. Por fim, para que os caminhos de exposição possam ser plenamente caracterizados, devem ser identificadas as vias de exposição, que são o resultado de uma inferência baseada nos meios contaminados e atividades desempenhadas nos pontos de exposição. De maneira ampla, para os possíveis meios contaminados, podem ser definidas as vias de exposição mostradas na primeira coluna da Tabela 3.1, bem como definidos, para cada uso e ocupação – que determinam os padrões de atividade humana – o tipo de exposição mais condizente com o cenário de exposição indicado.

Tabela 3.1 – Tipo de exposição mais provável de acordo com o meio e via de exposição. Adaptado de USEPA (1989a)

Meio de exposição/Via de exposição	População residencial	População comercial/industrial	População recreacional
Água subterrânea			
Ingestão	L	A	--
Contato dermal	L	A	--
Águas superficiais			
Ingestão	L	A	L,C
Contato dermal	L	A	L,C
Sedimentos			
Ingestão acidental	C	A	C
Contato dermal	C	A	L,C
Ar			
Inalação de substâncias na fase gasosa	L	A	L ¹
Inalação de particulados	L	A	L ¹
Solo/Poeira			
Ingestão acidental	L,C	A	L,C
Contato dermal	L,C	A	L,C
Alimentos			
Ingestão	L ²	--	L

L: exposição ao longo de toda a vida; C: exposição em crianças é mais crítica; A: exposição a adultos (exposição é maior em atividades ocupacionais); --: não é provável; ¹para atividades em ambientes internos não é provável

Uma vez plenamente definidos os caminhos de exposição para os indivíduos potencialmente expostos, é por fim conduzida a etapa de quantificação da exposição, na qual estima-se a frequência, magnitude e duração desta, e, com isso, calcula-se um valor de ingresso, para os caminhos de exposição das substâncias específicas. O termo ingresso é utilizado de forma geral para designar a quantidade de determinada substância que, por meio de determinada via de exposição, entra em contato com o organismo de um indivíduo, normalizada por um período de tempo de interesse e pela massa do indivíduo em questão. Em termos gerais, o ingresso é calculado conforme:

$$Ingresso = \frac{C \cdot CR \cdot EFD}{BW \cdot AT} \quad (3.1)$$

Onde C é a concentração do contaminante no meio (mg/L, mg/kg ou mg/m³), CR é a taxa de contato com esse meio (L/dia, g/dia ou m³/dia), EFD é a frequência e duração da exposição – desmembrada em um termo referente à frequência EF (dias/ano) que multiplica um termo referente a duração ED (anos) –, BW é a massa corpórea (kg) e AT um tempo médio (dias). Na Eq. (3.1) a multiplicação dos termos no numerador equivale à quantidade da substância, para a qual se está realizando a quantificação da exposição, que ingressa no organismo de um indivíduo segundo determinado caminho de exposição e considerando-se os padrões de atividade desse indivíduo.

Os valores assumidos por CR , EFD e BW são representativos das características e padrões de atividades de uma população de indivíduos contemplados pelos caminhos de exposição em quantificação e, portanto, apresentam variabilidade condicionada a essa população. Em decorrência disso, a USEPA (1989a) recomenda que a escolha dos valores para tais variáveis seja tal que a sua combinação resulte em uma estimativa referente a um cenário de exposição máxima razoável (RME – “Reasonable Maximum Exposure”). Em geral, os valores de CR e EFD – existindo dados estatísticos – referem-se aos limites superiores (95° percentil) das distribuições dessas variáveis. É possível que, a depender do caminho de exposição em avaliação, o valor de uma variável seja determinado por diversos termos, e, sendo assim, a escolha dos valores desses termos deve resultar em um valor que se aproxime do limite superior para a variável. A taxa de contato CR para um caminho de exposição que contemple contato dermal com água contaminada, por exemplo, é função de outros termos: a área superficial exposta de pele, a permeabilidade dermal da substância e o tempo de exposição. Dentro do intervalo de variação de cada um desses termos, devem ser adotados valores que resultem em um limite de confiança superior para CR . Em contrapartida, o valor de BW a ser adotado é um valor médio populacional, uma vez que a adoção do 95° percentil não representa uma condição de máxima exposição, e, por outro lado, adotar o 5° percentil não se configura um cenário razoável.

O tempo médio AT com que é realizada a normalização do ingresso de uma substância é dependente do tipo de efeito tóxico esperado para a substância em avaliação. Para substâncias cuja toxicidade é aguda, AT é o menor período que pode produzir algum efeito. Por exemplo,

um evento de exposição ou um dia. Na quantificação do ingresso de longo prazo de substâncias não-cancerígenas utilizam-se tempos médios equivalentes ao próprio período de exposição (*ED*). Diferentemente, para substâncias cancerígenas utiliza-se um tempo médio *AT* equivalente ao tempo de vida médio da população, independentemente da duração da exposição a estas. Isto se justifica pois há o entendimento que, para essas substâncias, existe uma correspondência entre o recebimento de uma alta dose diária em um curto período e o recebimento de uma baixa dose diária em um longo período (USEPA, 1989a).

Por fim, em referência à Eq. (3.1), a concentração *C* do contaminante no meio contemplado pelo caminho de exposição é estimada como a concentração média a que se tem contato, em um ponto de exposição, ao longo do período de exposição observado. Em geral, considerando-se que esse valor pode apresentar certa dispersão, é usual se considerar um limite de confiança superior referente ao 95° percentil dessa média aritmética. A concentração em questão pode ser estimada tanto por dados de monitoramento quanto pela utilização conjunta desses dados e modelagens de transporte e destino ambiental. Os dados oriundos de monitoramento são representativos para um cenário atual e para situações onde a exposição ocorre por contato direto com o meio monitorado ou onde o ponto de monitoramento coincide com o ponto de exposição. Em casos que se contrapõem a isso, é recomendável a utilização de modelos, com os quais podem ser supridas as lacunas espaciais e temporais dos dados e estimadas concentrações que possam estar abaixo dos limites de quantificação resultantes das análises realizadas durante o monitoramento. A depender do meio para o qual a exposição é quantificada, são utilizadas diretrizes específicas para estimar as concentrações de exposição (USEPA, 1989a).

3.3.1. INGRESSO POR EXPOSIÇÃO À ÁGUA CONTAMINADA

A água pode representar um meio pelo qual ocorre a exposição de indivíduos à contaminantes, quer seja ela subterrânea ou superficial. Os possíveis caminhos de exposição que resultam na água como meio de exposição contemplam a ingestão e o contato dermal como possíveis vias de ingresso (Tabela 3.1). A exposição por essas vias pode ocorrer pela utilização de águas superficiais ou subterrâneas como fonte de abastecimento para consumo humano, pela ingestão acidental de águas superficiais durante atividades recreativas e pela ingestão/contato dermal com águas superficiais ou subterrâneas. Para os caminhos que envolvem a ingestão – acidental

ou não – de água contaminada, utiliza-se a seguinte equação para o cômputo da dose ingerida diária ($I_{\text{água}}$):

$$I_{\text{água}} = \frac{CW \cdot IR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (3.2)$$

Os parâmetros de exposição IR , EF , ED , BW e AT foram previamente mencionados e detalhados após a apresentação da Eq. (3.1). Na determinação dos valores destes, deve ser levado em consideração os padrões de atividades e características dos indivíduos expostos. Para o caso da ingestão não acidental pelo consumo de fontes hídricas contaminadas, são geralmente avaliadas as doses ingeridas diárias por populações residenciais ou comerciais/industriais e, para essas populações, são considerados cenários de exposição cuja duração se estende por toda a vida e apenas pela fase adulta, respectivamente (Tabela 3.1). Em se tratando da ingestão acidental decorrente de atividades recreacionais, tanto os cenários de exposição cujas durações se estendem durante toda a vida quanto aqueles que se restringem à infância podem ser críticos, devendo ser avaliados especificamente para cada situação.

O contato dermal com água contaminada também representa uma possível via de exposição e é tratado no documento Risk Assessment Guide for Superfund (RAGS) Part E (USEPA, 2004a), que suplementa a metodologia da USEPA (1989a) com metodologias para avaliar o risco decorrente do contato dermal com compostos. Para a via de exposição em questão, o ingresso é representado por uma dose absorvida diária ($DAD_{\text{água}}$), que representa a quantidade de determinado composto absorvida pela corrente sanguínea, após a sua penetração pela pele, conforme a seguinte equação:

$$DAD_{\text{água}} = \frac{DA_{\text{evento}} \cdot EV \cdot EF \cdot ED \cdot SA}{BW \cdot AT} \quad (3.3)$$

As variáveis EF , ED , BW e AT possuem o mesmo significado que na Eq. (3.2). DA_{evento} é a quantidade total do composto que se encontra dissolvida na pele ao fim do evento de exposição, cuja unidade é $\text{mg}/\text{cm}^2/\text{evento}$. EV representa a frequência com que esses eventos ocorrem, dada por eventos/dia. SA é o valor da área superficial corpórea exposta e disponível para absorver os compostos presentes na água, em cm^2 . Ressalta-se que $DAD_{\text{água}}$ possui significado distinto da dose ingerida diária ($I_{\text{água}}$), calculada na Eq. (3.2), e, portanto, os valores calculados por elas não são diretamente comparáveis entre si.

Em respeito ao cômputo de DA_{evento} , as metodologias utilizadas em USEPA (2004a) tratam a pele como sendo composta por duas camadas, o estrato córneo e a epiderme viável, sendo o estrato córneo a camada mais externa e a principal barreira. A absorção de compostos por essas camadas é matematicamente representada pela segunda Lei de Fick, e, portanto, resulta em uma equação diferencial parcial para a concentração do composto em função do tempo e distância. Segundo USEPA (2004a), a solução exata dessa equação é aproximada por:

$$DA_{evento} = \begin{cases} 2 \cdot FA \cdot K_p \cdot CW \sqrt{\frac{6 \cdot \tau_{evento} \cdot t_{evento}}{\pi}}, & \text{se } t_{evento} \leq t^* \\ FA \cdot K_p \cdot CW \cdot \left[\frac{t_{evento}}{1+B} + 2 \cdot \tau_{evento} \cdot \left(\frac{1+3 \cdot B+3 \cdot B^2}{(1+B)^2} \right) \right], & \text{se } t_{evento} > t^* \end{cases} \quad (3.4)$$

Nas equações, CW representa a concentração do composto na água (mg/cm^3), FA a fração resultante do composto no estrato córneo disponível para absorção (adimensional), K_p o coeficiente de permeabilidade do estrato córneo ao composto presente na água (cm/h), τ_{evento} o tempo de atraso (h), B o quociente entre a permeabilidade do composto pelo estrato córneo e a sua permeabilidade pela epiderme viável, t_{evento} é a duração do evento de exposição (h) e t^* o tempo necessário para a absorção atingir o regime estacionário (h). Portanto, quando $t_{evento} \leq t^*$, a Eq. (3.4) faz referência a fase não estacionária da absorção dermal de um composto, quando este encontra-se apenas na camada mais externa, referente ao estrato córneo. Quando $t_{evento} > t^*$, por sua vez, a Eq. (3.4) retrata o processo de absorção uma vez que a fase estacionária é atingida, ocorrendo tanto pelo estrato córneo quanto pela epiderme viável.

Os valores das variáveis supracitadas – exceto CW e t_{evento} – dependem essencialmente do composto para o qual será calculado DA_{evento} . A permeabilidade K_p para compostos orgânicos pode ser descrita, para uma membrana supostamente isotrópica – no caso o estrato córneo, conforme a equação abaixo:

$$K_p = \frac{K_{sc-w} \cdot D_{sc}}{l_{sc}} \therefore \log K_p = \log K_{sc-w} + \log \frac{D_{sc}}{l_{sc}} \quad (3.5)$$

Onde l_{sc} é o comprimento do caminho de difusão química (cm), equivalente a espessura do estrato córneo, D_{sc} é o coeficiente de difusão efetiva do composto pelo estrato córneo (cm^2/hr) e K_{sc-w} é o coeficiente de partição em equilíbrio entre o estrato córneo e a água (adimensional).

Para o cômputo de K_p , Potts & Guy (1992), por meio de relações empíricas, propuseram uma equação com a seguinte forma:

$$\log K_p = b + a \cdot \log K_{ow} - c \cdot MW \quad (3.6)$$

Em que K_{ow} é o coeficiente de partição octanol/água (adimensional), MW é a massa molecular do composto orgânico (g/mol) e a , b e c são coeficientes empíricos. No caso, a Eq. (3.6) é derivada a partir da Eq. (3.5) sob a constatação, pelos autores, da existência de relações entre K_{sc-w} e K_{ow} e entre D_{sc} e MW . Utilizando dados de experimentos realizados com diversos compostos – predominantemente hidrocarbonetos – com os quais foram determinadas suas permeabilidades na epiderme humana (K_p), compilados por Flynn (1990), juntamente com os respectivos valores de K_{ow} e MW , foram calibrados os valores das constantes a , b e c , da Eq. (3.6), conforme abaixo:

$$\log K_p = -2,80 + 0,66 \cdot \log K_{ow} - 0,0056 \cdot MW \quad (3.7)$$

A correlação apresentada pela Eq. (3.7) é válida para compostos cujos valores de K_{ow} não sejam muito grandes ou muito pequenos. Para atestar a validade da correlação, é estipulada uma região, em um sistema de coordenadas K_{ow} e MW , na qual todos os pontos compilados por Flynn (1990) estão inseridos, denominada de Domínio Efetivo de Predição (EPD). Esse domínio é indicado pelas inequações abaixo:

$$\begin{aligned} -0,06831 &\leq 5,103 \cdot 10^{-4} \cdot MW + 0,05616 \cdot \log K_{ow} \leq 0,5577 \\ -0,3010 &\leq -5,103 \cdot 10^{-4} \cdot MW + 0,05616 \cdot \log K_{ow} \leq 0,1758 \end{aligned} \quad (3.8)$$

Ressalta-se que a correlação proposta na Eq. (3.7) pode subestimar o valor de K_p para compostos orgânicos halogenados, tendo em vista que suas propriedades diferem daquelas com as quais foram obtidos os coeficientes a , b e c , mostrados na Eq. (3.6).

Em respeito ao valor de B , utilizado na Eq. (3.4), é proposta uma relação empírica descrita como:

$$B = \frac{K_p}{K_{p,ve}} = K_p \frac{\sqrt{MW}}{2,6} \quad (3.9)$$

Na relação empírica supracitada, para que B seja corretamente estimado K_p deve possuir a unidade de cm/h e MW de g/mol. Essa relação deriva das evidências de que o valor da permeabilidade da epiderme viável $K_{p,ve}$ relaciona-se empiricamente com a massa molecular MW , conforme salientado por Bunge & Cleek (1995).

O tempo τ_{evento} , presente na Eq. (3.4), denominado de tempo de atraso, é estimado a partir do intercepto do prolongamento da parte linear da curva que representa a massa acumulada M que penetra determinada área A da pele em certo tempo (Figura 3.5). O trecho linear da curva é referente a fase estacionária do fluxo do composto pela pele e ocorre após o tempo t^* .

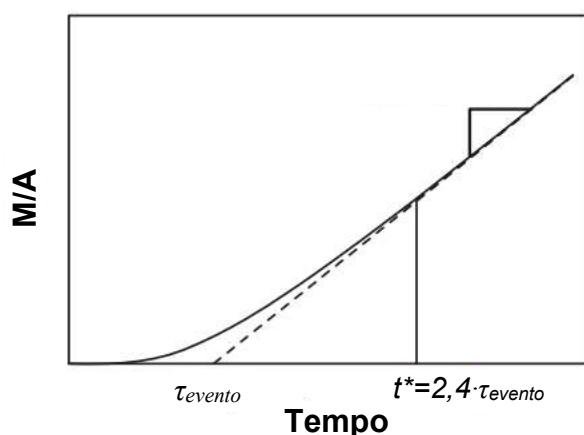


Figura 3.5 – Massa acumulada do composto que penetra a pele por tempo. Adaptado de WHO (2006)

A equação abaixo fornece a forma teórica de cômputo de τ_{evento} bem como a sua aproximação empírica:

$$\tau_{evento} = \frac{l_{sc}^2}{6 \cdot D_{sc}} = 0,105 \cdot 10^{(0,0056 \cdot MW)} \quad (3.10)$$

No caso, as variáveis l_{sc} e D_{sc} foram anteriormente descritas quando da apresentação da Eq. (3.5). Para que τ_{evento} seja corretamente estimado (em horas) o valor de MW deve possuir unidade de g/mol. Tal relação é derivada adotando-se a espessura do estrato córneo l_{sc} sendo, em média, de 0,001 cm e utilizando a mesma relação empírica entre D_{sc} e MW , utilizada na Eq. (3.7).

Tendo determinado o valor de τ_{evento} , o valor de t^* é estimado a partir de evidências da relação entre estes, como observado por Bunge & Cleek (1995). No caso, a relação entre t^* e τ_{evento} está condicionada ao valor assumido pelo quociente B , conforme apresentado abaixo:

$$t^* = \begin{cases} 2,4 \cdot \tau_{evento}, & \text{se } B \geq 0,6 \\ (b - \sqrt{b^2 - c^2}) \cdot \frac{I_{sc}^2}{D_{sc}} = (b - \sqrt{b^2 - c^2}) \cdot (0,631 \cdot 10^{0,0056 \cdot MW}), & \text{se } B < 0,6 \end{cases} \quad (3.11)$$

No caso, τ_{evento} possui unidade de horas e MW de g/mol. Os coeficientes b e c são calculados conforme as equações abaixo:

$$\begin{aligned} b &= \frac{2 \cdot (1 + B)^2}{\pi} - c \\ c &= \frac{1 + 3 \cdot B + 3 \cdot B^2}{3 \cdot (1 + B)} \end{aligned} \quad (3.12)$$

Por fim, o valor de FA , presente na Eq. (3.4), varia de 0 a 1 e representa a fração do composto que é efetivamente absorvida pelo organismo do indivíduo pela sua pele. Para compostos altamente lipofílicos, a epiderme viável pode ser uma barreira significativa para a transferência química entre o estrato córneo e o sistema circulatório, e, dessa maneira, à medida que ocorre a descamação natural do estrato córneo pode-se reduzir a quantidade disponível do composto para absorção pela circulação. De forma similar, a descamação do estrato córneo pode ser significativa na redução da absorção de compostos que, apesar de não serem demasiadamente lipofílicos, são grandes o suficiente (MW é alto) para a penetração pelo estrato córneo ser lenta (USEPA, 2004a). Entendendo que o valor de FA está intimamente ligado ao caráter lipofílico e a massa molecular do composto, expressos em variáveis como B e τ_{evento} , Reddy et al. (2000) resolveram um conjunto de equações diferenciais parciais de balanço de massa para o estrato córneo e a epiderme viável, apresentando os valores de FA , de acordo com B e τ_{evento} , na forma de um ábaco (Figura 3.6). Nesse ábaco, t_{sc} representa o tempo necessário para o estrato córneo descamar-se totalmente e ser substituído por novas células, adotado como sendo 14 dias (Reddy et al., 2000).

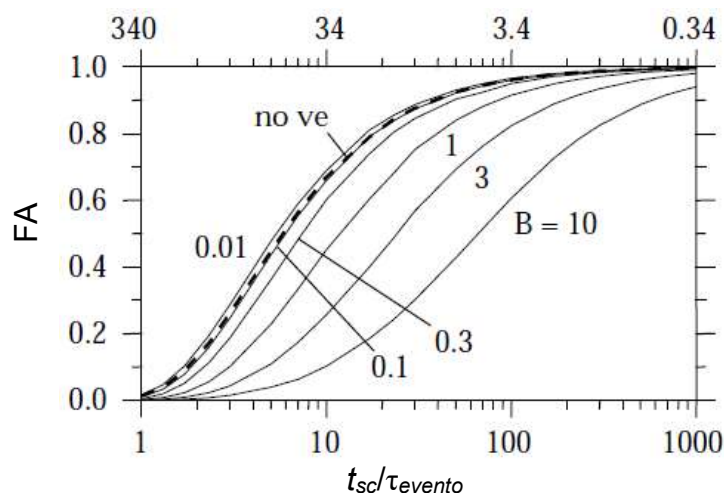


Figura 3.6 – Ábaco para obtenção de FA em função de B e τ_{evento} . Adaptado de Reddy et al. (2000).

As Eq. (3.4) e as demais equações, de (3.5) a (3.12) se referem a absorção dermal de compostos orgânicos. Com relação aos compostos inorgânicos ou orgânicos altamente ionizados, há a particularidade de que estes não penetram tão facilmente o estrato córneo quanto os compostos orgânicos não ionizados (Vecchia & Bunge, 2003). Sob esse entendimento, a USEPA (2004a) propõe a simplificação de que B e τ_{evento} aproximam-se de zero, o que permite reescrever a Eq. (3.4) como:

$$DA_{evento} = K_p \cdot CW \cdot t_{evento} \quad (3.13)$$

As variáveis dessa equação possuem o mesmo significado e unidades que quando apresentadas na Eq. (3.4). A USEPA (2004a) fornece valores de permeabilidade K_p para alguns compostos inorgânicos, obtidos diretamente a partir de experimentos. Quando da não disponibilidade de dados experimentais acerca do valor de K_p , recomenda-se a utilização de um valor conservador de 10^{-3} cm/hr, que pode ser adotado tanto para compostos inorgânicos ou orgânicos altamente ionizados.

Uma vez obtido o valor de DA_{evento} , quer seja pela Eq. (3.4) ou Eq. (3.13), resta definir os valores das variáveis de exposição – EV , EF , ED , SA , BW , AT – referentes às características físicas ou padrões de atividades das populações expostas, utilizadas para quantificar a exposição segundo a Eq. (3.3). As doses absorvidas por contato dermal com águas contaminadas, tanto superficiais e subterrâneas, são geralmente avaliadas, para populações residenciais, por um cenário de exposição cuja duração abrange toda a vida, e, para populações comerciais/industriais, por um cenário de exposição referente à idade adulta (Tabela 3.1). Para

o caso específico de contato dermal com águas superficiais contaminadas, pode ser necessária também a quantificação das exposições das populações recreacionais, e, para esse caso, os cenários de exposição apenas na infância ou ao longo de toda vida são os mais relevantes. O valor de SA é uma função tanto do tipo de evento para o qual DA_{evento} está sendo calculado, e, por conseguinte, dos padrões de atividades da população considerada e das características físicas dessa população. Por exemplo, o ato de tomar banho ou mergulhar em um rio são potenciais eventos de exposição típicos de populações residenciais ou recreacionais e envolvem uma área superficial exposta SA superior àquela de atividades ocupacionais desenvolvidas por populações comerciais/industriais. Cabe também mencionar que a duração do evento t_{evento} , utilizada no cômputo de DA_{evento} , irá depender do tipo de evento sendo considerado, e, portanto, dos padrões de atividades dos indivíduos.

O nível de contaminação da água pela qual a exposição pode ocorrer tanto por ingestão ou contato dermal é indicada pela concentração CW . Com relação à concentração de compostos em água subterrâneas, a USEPA (1989a) estabelece a possibilidade de utilizar tanto estimativas oriundas de modelagens, quanto dados oriundos de amostragens. Os dados oriundos de amostragem são considerados mais apropriados quando os pontos de amostragem coincidem com os pontos de exposição (poços domésticos, água de torneiras). Mais comumente são utilizados dados de poços de monitoramento e, nesse caso, atestando-se que o aquífero possui capacidade produtiva suficiente para abastecimento, é razoável assumir que a água pode ser eventualmente retirada de qualquer porção deste. Os dados de monitoramento, apesar de representarem concentrações medidas diretamente no meio contaminado, são geralmente de uso limitado na avaliação das concentrações de exposições de longo prazo e, para esses casos, a modelagem dos processos de transporte, transferência e transformação de massa pode ser necessária. Alternativamente, sob a hipótese de que os processos em questão atingiram a estacionariedade, as concentrações atuais medidas podem ser utilizadas para representar concentrações futuras, desde que tal suposição não resulte em doses ingeridas ($I_{água}$) ou absorvidas ($DAD_{água}$) menores que aquelas que efetivamente poderiam ocorrer caso os processos em questão não tivessem atingido a fase estacionária. Para águas superficiais também valem as recomendações relativas à escolha de pontos de amostragem que correspondam à pontos de potencial exposição (áreas recreativas, de pesca ou na captação para abastecimento humano). Porém, cabe salientar que questões relacionadas à baixa representatividade – tanto temporal quanto espacial – das amostras coletadas e às limitações impostas pelos limites de

quantificação dos métodos analíticos utilizados podem exigir a utilização de modelos analíticos ou numéricos na estimativa de concentrações.

3.3.2. INGRESSO POR EXPOSIÇÃO À SOLO CONTAMINADO

Similarmente ao ingresso por exposição às águas subterrâneas e superficiais, as vias de ingresso por exposição à solo contaminado também envolvem a ingestão acidental e o contato dermal. As vias de ingresso em questão podem ocorrer em cenários de exposição que envolvam populações residenciais, comerciais/industriais e recreacionais (Tabela 3.1). Para os caminhos que envolvem a ingestão acidental de solo contaminado, utiliza-se a equação abaixo para quantificar a ingestão diária do contaminante contido no solo (I_{solo}) por um indivíduo (USEPA, 1989a).

$$I_{solo} = \frac{CS \cdot IR \cdot EF \cdot ED \cdot FI \cdot CF}{BW \cdot AT} \quad (3.14)$$

No caso, EF , ED , BW e AT possuem o mesmo significado que nas equações anteriores para a quantificação do ingresso. CS refere-se à concentração do composto em avaliação no solo (mg/kg), IR à taxa de ingestão de solo diária (mg/dia), FI à fração ingerida da fonte contaminada (adimensional) e CF a um fator de conversão ($=10^{-6}$ kg/mg) para que I_{solo} possua unidade de mg/kg/dia. A ingestão diária pelo solo (I_{solo}), em populações residenciais, é geralmente quantificada levando-se em consideração um cenário de exposição cuja duração se estende ao longo da vida ou apenas durante a infância. No caso específico para cenários de exposição ao longo da vida, a Eq. (3.14) deve ser alterada de forma a adaptá-la às evidências de que a exposição é maior durante a infância (IR é maior e BW é menor) e decresce com a idade (USEPA, 2002). A alteração em questão é apresentada abaixo:

$$I_{solo} = \frac{CS \cdot EF \cdot FI}{AT} \cdot IF_{soil/adj} \quad (3.15)$$

No caso, $IF_{soil/adj}$ é denominado de fator de ingestão de solo, cuja unidade é mg·anos/kg/dia, sendo calculado segundo a seguinte equação:

$$IF_{soil/adj} = \frac{IR_{i-j} \cdot ED_{i-j}}{BW_{i-j}} + \frac{IR_{j-k} \cdot ED_{j-k}}{BW_{j-k}} \quad (3.16)$$

Na Eq. (3.16) os subíndices $i-j$ e $j-k$ referem-se às faixas etárias para as quais as variáveis IR , ED e BW são definidas. Para populações comerciais/industriais, recomenda-se a adoção de variáveis de exposição compatíveis com padrões de atividades ocupacionais, referentes à cenários de exposição cujas durações se restrinjam à fase adulta. Nesse caso, a adaptação proposta na Eq. (3.15) não se faz necessária. Para populações residenciais ou recreacionais cujo cenário de exposição envolva exposições apenas durante a infância, a adaptação em questão também não se faz necessária.

Outra possível via de exposição decorrente da exposição à solo contaminado é o contato dermal. Similarmente à ingestão, para populações residenciais e recreacionais são considerados cenários de exposição cujas durações abrangem a vida toda e apenas a infância e, para o caso de populações industriais/comerciais, são geralmente considerados apenas cenários de exposição referentes às atividades ocupacionais, ou seja, cujas durações abrangem apenas a fase adulta. Assim, a dose absorvida diária absorvida por contato dermal com solo contaminado (DAD_{solo}) é computada por:

$$DAD_{solo} = \frac{DA_{evento} \cdot EV \cdot EF \cdot ED \cdot SA}{BW \cdot AT} \quad (3.17)$$

A Eq. (3.17) possui os mesmos termos que a Eq. (3.3), cujos significados foram apresentados previamente. Difere-se, porém, pela forma com que a dose absorvida por evento DA_{evento} é obtida:

$$DA_{evento} = CS \cdot CF \cdot AF \cdot ABS_d \quad (3.18)$$

Em que CS é a concentração do composto no solo (mg/kg), AF é o fator de aderência entre o solo e a pele (mg/cm²/evento), ABS_d é o fator de absorção dermal (adimensional) e, por fim, CF é uma constante de conversão de massa de quilogramas para miligramas (10⁻⁶ kg/mg). O fator de aderência AF representa a quantidade de solo que adere a pele por unidade de área superficial e é governado pelas propriedades do solo, pela parte do corpo na qual ocorre o contato e pelo tipo de atividade desempenhada que acarreta exposição ao solo contaminado (USEPA, 2004a). A equação abaixo descreve o cálculo desse fator:

$$AF = \frac{AF_1 \cdot SA_1 + AF_2 \cdot SA_2 + \dots + AF_n \cdot SA_n}{SA_1 + SA_2 + \dots + SA_n} = \frac{\sum_i AF_i \cdot SA_i}{\sum_i SA_i} \quad (3.19)$$

No caso, AF_i é o fator de aderência parcial ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{evento}$) referente a certa parte do corpo i que possui área superficial SA_i (cm^2). USEPA (2004a) apresenta valores de AF – calculados segundo a Eq. (3.19) – para diferentes cenários de exposição, que contemplam desde crianças em atividade recreacionais a adultos em atividades ocupacionais diversas, a partir de valores de experimentos realizados por Kissel et al. (1996), Kissel et al. (1998) e Holmes et al. (1999). Tendo em vista que os valores derivados são estatísticas estimadas a partir de amostragens realizadas nos experimentos, a escolha de um valor de AF deve ser tal que resulte em um valor de DAD_{solo} referente à Máxima Exposição Razoável (RME) – definido na descrição da Eq. (3.1). Recomenda-se, para tal, duas abordagens distintas: a) adotar um padrão de atividades que não envolva um contato acentuado com solo e utilizar uma estatística mais conservadora de AF (95° percentil); b) adotar um padrão de atividades que envolva um contato acentuado com solo e utilizar uma estatística de tendência central para AF (mediana) (USEPA, 2004a).

Para o cálculo de DA_{evento} segundo a Eq. (3.18), é necessário obter uma estimativa da fração absorvida pela pele (ABS_d) de determinado composto presente no solo. A variável em questão representa o processo de desorção de determinada parcela do composto presente no solo e absorção de parte desta pela pele. A USEPA (2004a), baseando-se em experimentos apresentados na literatura, recomenda valores médios de ABS_d para alguns compostos específicos e um valor padrão médio de 0,01 (1%) para compostos orgânicos semi-voláteis (SVOCS). É feita a ressalva de que até a compilação desses valores não era possível o estabelecimento de valores padrão para compostos orgânicos voláteis, uma vez que estes tendem a volatilizar do solo em contato com a pele, não havendo tempo de contato suficiente para que sejam absorvidos. Para compostos inorgânicos, a especiação destes é um aspecto crítico para a absorção cutânea, e, no caso, não se dispunham de dados suficientes que permitiam quantificar a variabilidade de ABS_d com tal aspecto. Adicionalmente, da maneira como as Eqs. (3.17) e (3.18) são apresentadas, pressupõe-se a independência do valor de ABS_d com relação à duração da exposição (ED) e a quantidade de solo que adere à pele (AF), o que não pode ser afirmado. Sendo assim, é necessário atentar-se para a utilização de valores de ABS_d que sejam representativos dos valores de ED e AF esperados para o cenário de exposição em avaliação.

A idade dos indivíduos influi diretamente nos valores dos parâmetros de exposição utilizados para estimar DAD_{solo} , segundo a Eq. (3.17). Particularmente, as áreas superficiais SA_i específicas a cada parte do corpo, bem como também o número de partes i consideradas –

crianças tendem a ter mais partes superficiais pelas quais pode ocorrer a exposição – podem ser consideravelmente distintas para diferentes faixas etárias. Da mesma forma, a quantidade de solo aderida a pele em um evento de exposição, por ser uma função de SA , está sujeita a tal variabilidade com a faixa etária. Além disso, AF e BW também variam consideravelmente de acordo com a faixa etária considerada. Sendo assim, quando adotados cenários de exposição cuja duração se estende desde a infância até a fase adulta, deve ser promovida a seguinte alteração na Eq. (3.17):

$$DAD_{solo} = \frac{CS \cdot CF \cdot ABS_d \cdot EV \cdot EF}{AT} \cdot SFS_{adj} \quad (3.20)$$

Nesse caso, SFS_{adj} é denominado de fator de exposição dermal ajustado à idade (mg·ano/kg/evento), sendo descrito por:

$$SFS_{adj} = \frac{SA_{i-j} \cdot AF_{i-j} \cdot ED_{i-j}}{BW_{i-j}} + \frac{SA_{j-k} \cdot AF_{j-k} \cdot ED_{j-k}}{BW_{j-k}} \quad (3.21)$$

Os subíndices $i-j$ e $j-k$ referem-se às faixas etárias consideradas, e os valores das variáveis que os possuem devem estar de acordo com as faixas consideradas. AF_{i-j} e AF_{j-k} são calculados também por (3.19) ou adotados conforme os valores compilados por USEPA (2004a).

As demais variáveis de exposição necessárias ao cálculo de DAD_{solo} – EV , EF e ED – por (3.17) ou (3.20) estão relacionadas a cenários de exposição possíveis de ocorrerem envolvendo o contato dermal como via de ingresso. De maneira similar a exposição por ingestão de solo, em se tratando do contato dermal com solos para populações residenciais e recreacionais, são considerados cenários de exposição cuja duração se estende por toda vida ou somente durante a infância e para populações comerciais/industriais é conveniente a adoção de cenários de exposição que representem padrões de atividades ocupacionais, que compreendem exposições apenas a indivíduos em fase adulta. Portanto, de acordo com os cenários específicos são convenientemente estabelecidos valores para EV , EF e ED .

Os compostos presentes no solo podem estar sujeitos a uma série de processos – lixiviação, desorção, fotólise, biodegradação e outros – que acarretam uma depleção dos seus valores de concentração com o tempo. Porém, a consideração de tais processos por meio de modelagens pode não se justificar para estimar o valor de CS a ser utilizado na obtenção das doses ingeridas

(I_{solo}) ou absorvidas (DAD_{solo}) diárias para um nível básico de avaliação de riscos à saúde humana. Caso seja assumido que as concentrações nos pontos de exposição (CS) não variam ao longo do tempo, é possível utilizar valores oriundos de amostragens diretas. Na avaliação de dados de monitoramento para estimar CS , é de grande relevância a determinação da sua distribuição espacial nas áreas de potencial exposição. Na hipótese de que o contato com solo em uma região pode ser considerado um evento aleatório – o contato em qualquer ponto da região é igualmente provável – a distribuição espacial das concentrações do composto dentro da região pode ser utilizada como base para a determinação da concentração média a que um indivíduo estará exposto ao longo do tempo (USEPA, 1989a). Sendo assim, os dados de campanhas exploratórias, que se baseiam em amostragens aleatórias ou com espaçamento homogêneo, podem ser mais representativos para a estimativa de CS que amostragens realizadas em áreas claramente afetadas ou onde presume-se que existem concentrações elevadas (“hot spots”) (USEPA, 1989a). Para fins de obtenção de CS são consideradas as concentrações nas camadas superficiais (2 cm superiores) ou subsuperficiais (profundidades maiores de 2 cm), a depender do cenário de exposição para o qual o ingresso é quantificado. (USEPA, 2002).

Para os caminhos de exposição que resultam no ingresso de solo contaminado, recomenda-se que as vias de exposição referentes a ingestão e contato dermal sejam tratadas de forma combinada, pela constatação de que a exposição simultânea por essas duas vias é muito provável para indivíduos envolvidos em atividades tais como escavações e trabalhos/atividades recreacionais ao ar livre (USEPA, 2002).

3.4. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE – USEPA (1989)

A avaliação da toxicidade representa uma das quatro etapas essenciais para a avaliação de riscos à saúde humana segundo a metodologia USEPA (1989a). Nessa etapa almeja-se ponderar as evidências existentes acerca do potencial de certos contaminantes em causar efeitos adversos à saúde e indicar a relação entre os níveis de exposição a um contaminante e o aumento da possibilidade ou severidade dos efeitos adversos. Conceitualmente, a avaliação da toxicidade é subdividida em duas etapas. Primeiramente, em uma etapa denominada de Identificação do Perigo, é avaliado se há um aumento na incidência de algum efeito adverso em virtude da exposição à certo composto e se o efeito adverso observado pode ocorrer em humanos. Em uma segunda etapa – a Avaliação de Dose-Resposta –, a informação de toxicidade é

quantitativamente avaliada e, a partir disso, a relação entre a dose administrada/recebida e a ocorrência de efeitos adversos é descrita. A partir dessa relação são derivados valores de toxicidade que podem ser aplicados na determinação da ocorrência ou potencial de efeitos adversos como uma função do nível de exposição humana, determinada na avaliação da exposição. Os valores de toxicidade derivados de tal maneira são utilizados posteriormente na etapa de Caracterização dos Riscos (USEPA, 1989a).

A USEPA conduziu a etapa de avaliação da toxicidade para diversos compostos e, a partir disso, obteve informações e valores de toxicidade para estes. Nesse contexto, para a subetapa de identificação do perigo, reuniram-se evidências de diferentes fontes que tratam do potencial de certo contaminante causar efeitos adversos à saúde humana, subdivididos em efeitos cancerígenos e não cancerígenos. As principais fontes de dados que fomentaram a obtenção de tais evidência são investigações epidemiológicas controladas, estudos clínicos e experimentos realizados em animais. As fontes de dados envolvendo efeitos adversos causados em humanos, quando possuindo validade e aplicabilidade, são preponderantes para conduzir a subetapa de avaliação de dose-resposta, porém, na ausência dessas fontes, ou na impossibilidade de utilizá-las, foram adotados experimentos realizados em mamíferos não humanos para inferir a toxicidade em humanos. Outros tipos de dados podem também auxiliar na obtenção de conclusões acerca da possibilidade de ocorrência de efeitos adversos em humanos, tais como: estudos avaliando o metabolismo do composto em animais, estudos em estruturas celulares ou microrganismos e estudos de estrutura-atividade – nos quais é inferida a atividade toxicológica com base em uma análise da estrutura química de um composto. Na avaliação da toxicidade é feita uma distinção metodológica para compostos cujos efeitos adversos são não cancerígenos e aqueles que apresentam algum nível de carcinogenicidade.

3.4.1. AValiação da Toxicidade para Efeitos Não Cancerígenos

Na avaliação da toxicidade para efeitos não cancerígenos, a estimativa quantitativa de toxicidade majoritariamente utilizada pela metodologia USEPA (1989a) é denominada Dose de Referência (*RfD*). O valor de *RfD* representa uma estimativa de exposição diária a certo composto, para uma população humana, que não representa um risco apreciável de resultar em efeitos deletérios em determinado tempo de exposição. O tempo de exposição em questão caracteriza o tipo de *RfD*, sendo que as exposições com durações maiores que aproximadamente 10% da estimativa de vida referem-se a doses de referência crônicas. As durações de menores

que isto indicam doses de referência subcrônicas. Para doses de referência relativas a efeitos adversos tóxicos de desenvolvimento, o tempo de exposição pode ser apenas de um evento de exposição. Tais efeitos são definidos como efeitos adversos no desenvolvimento de um organismo, resultantes da exposição anterior a concepção (por qualquer um dos parentes), durante o desenvolvimento pré-natal, ou do período pós-natal até a idade de maturação sexual, podendo ser detectados em qualquer estágio da vida (USEPA, 1991a, Eaton & Gilbert, 2015).

O conceito de doses de referência está intimamente relacionado ao fato de que o organismo humano possui mecanismos de proteção os quais devem ser superados para que os efeitos adversos se manifestem. Dessa forma, há intervalos de doses – que variam de zero a algum valor finito – que podem ser tolerados pelo organismo sem que efeitos adversos se manifestem. A derivação de *RfD* – como exemplificado pela Figura 3.7 – é o processo pelo qual estima-se um limite superior para o intervalo mencionado e a esse limite são ainda aplicados fatores de incerteza afim de levar em consideração a variabilidade das populações humanas e estimar um valor que seja protetivo das parcelas mais sensíveis dessas populações (USEPA, 1991a).

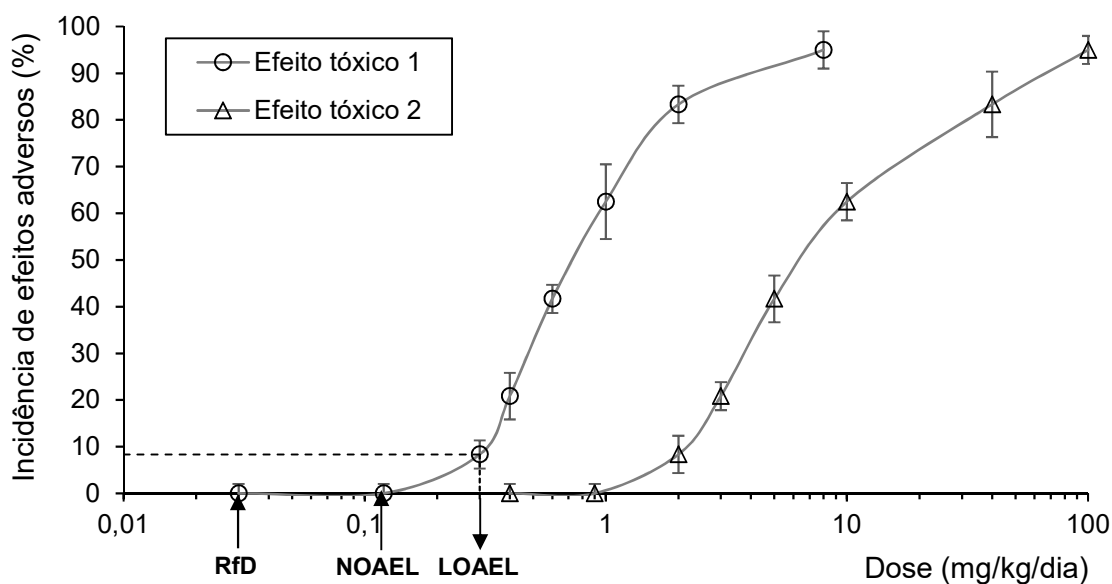


Figura 3.7 – Relação dose-resposta para um composto hipotético. Modificado de Moffett et al. (2015)

Em se tratando de estudos realizados com animais, a espécie mais sensível é a que determina o estudo crítico, no qual o menor nível para observação de efeitos adversos (*LOAEL* – “lowest-observed-adverse-effect-level”) é derivado e o efeito observado é denominado efeito tóxico crítico (“critical toxic effect”). Tendo determinado o estudo e o efeito crítico para um composto, é avaliado o nível de exposição experimental que representa o maior nível para não observação

de efeitos adversos (*NOAEL* – “no-observed-adverse-effect-level”), incluindo o efeito crítico. O maior valor do *NOAEL* é utilizado como a dose limiar com a qual *RfD* é estimada. Os conceitos supracitados são exemplificados por meio de uma curva dose-resposta hipotética apresentada na Figura 3.7. No caso, o Efeito tóxico 1 é o efeito crítico, onde se observa o *LOAEL* e para o qual se determina o *NOAEL*. Nota-se que a utilização de *NOAEL* como dose limiar se baseia na hipótese de que pela prevenção d Eq. (3.4)a ocorrência do efeito crítico (Efeito tóxico 1) é possível prevenir a ocorrência de demais efeitos tóxicos (e.g., Efeito tóxico 2). (USEPA, 1989a).

Os valores de *NOAEL* representam limiares para condições nas quais os experimentos e estudos foram realizados e, sendo assim, a esses valores são atribuídos fatores de incerteza (*UF*) e um fator de modificação (*MF*), que permitem extrapolar as condições de laboratório e estimar um valor de dose de referência *RfD* que possa ser utilizado para condições distintas daquelas observadas nos experimentos. Assim, *RfD* é definido como:

$$RfD = \frac{NOAEL}{UF_P \cdot UF_E \cdot UF_D \cdot MF} = \frac{LOAEL}{UF_P \cdot UF_E \cdot UF_D \cdot UF_L \cdot MF} \quad (3.22)$$

UF_P é utilizado para levar em consideração a variação na população em geral, principalmente a existência de subpopulações sensíveis (e.g., idosos, crianças). UF_E leva em consideração o fato de que os experimentos não foram realizados humanos. UF_D é utilizado quando *NOAEL* foi derivado de estudos envolvendo exposições subcrônicas, enquanto *RfD* deve representar um valor para exposições crônicas. UF_L permite a utilização de *LOAEL*, quando *NOAEL* não pode ser obtido. Por fim, *MF* visa incorporar quaisquer outras incertezas no estudo e experimentos avaliados que não são contempladas pelos fatores *UF*. Os valores para os fatores *UF* normalmente são múltiplos de 10, enquanto *MF* é um valor compreendido entre 0 e 10.

O procedimento mostrado para derivação da *RfD*, tanto crônica quanto subcrônica e de desenvolvimento, é conceitualmente o mesmo. A principal distinção está relacionada a duração da exposição dos experimentos a partir dos quais *RfD* é derivado. Para o caso da estimativa de doses de referência subcrônicas, são utilizados experimentos cuja duração da exposição é compatível, portanto, a correção por UF_D não é aplicada a *NOAEL* – Eq. (3.22). Porém, quando dados experimentais estão disponíveis apenas para durações menores que as desejadas, deve ser aplicado um fator de incerteza. UF_D se faz necessário para retratar durações de exposições diferentes, por exemplo, quando uma *RfD* crônica é estimada por dados experimentais

referentes a um cenário subcrônico. Ressalta-se que, no caso contrário, quando se dispõe somente de um valor de *RfD* crônica, derivada de dados relativos à uma exposição crônica, pode-se adotá-la como estimativa da *RfD* subcrônica. Procedendo dessa maneira tem-se uma estimativa conservadora da *RfD* subcrônica, não demandando a aplicação de fatores de incerteza. Com relação à toxicidade de desenvolvimento deve-se, primeiramente, reunir evidências da presença ou não de tais efeitos tóxicos. Em seguida, adotando-se um estudo para estimar o *NOAEL*, aplicam-se fatores de incerteza similares aqueles mostrados na Eq. (3.22). Deve-se salientar que o cenário para o qual *NOAEL* é derivado se baseia em uma exposição de curto prazo, sendo que apenas um evento de exposição durante uma idade crítica pode causar efeitos adversos de desenvolvimento. Logo, os valores de *RfD* para efeitos no desenvolvimento referem-se a exposições muito curtas, podendo ser de apenas um evento de exposição, e normalmente não são ajustados com base na duração da exposição.

3.4.2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE PARA EFEITOS CANCERÍGENOS

A toxicidade relacionada a compostos cujos efeitos são não-cancerígenos está baseada em evidências da existência de doses limiares que, quando excedidas, possuem grande potencial de causar efeitos adversos à saúde humana. Diferentemente, a carcinogênese é normalmente um fenômeno para o qual a hipótese da existência de doses limiares não é aplicável. Em se tratando de compostos que apresentam efeitos carcinogênicos, em geral, a USEPA (1989a) sugere que não existem doses destes que não representam uma probabilidade finita de gerar uma resposta carcinogênica.

A sequência de eventos e processos que ocorrem desde a interação do agente carcinogênico com as células até a formação do câncer é denominado de modo de ação (USEPA, 2005a), sendo um aspecto central da avaliação da toxicidade para efeitos carcinogênicos. Uma determinação cientificamente válida dos modos de ação que embasam a manifestação de efeitos cancerígenos atribuídos à compostos exige informações em quantidade e qualidade consideráveis. A USEPA (2005a), que representa o manual mais atualizado acerca da avaliação de risco carcinogênico emitido pela agência, recomenda que, após levantadas todas as informações disponíveis acerca do composto e o seu potencial carcinogênico, deve ser emitido um relatório que descreva as evidências encontradas durante o levantamento. Com o intuito de fornecer uma medida de consistência e clareza acerca da força da evidência de tais levantamentos, são propostos cinco descritores padrão: “Carcinogênico à humanos”, “Provável

carcinogenicidade a humanos”, “Evidências sugestivas de potencial carcinogênico”, “Informações inadequadas para avaliar o potencial carcinogênico”, “Não é provável que seja carcinogênico a humanos”. Cabe ressaltar que os descritores supracitados se restringem a dar apenas um resumo do relatório no qual são descritos aspectos mais amplos, tais como: informações dos tipos de dados utilizados (experimentos com animais ou humanos, *in vivo* e/ou *in vitro*), informações epidemiológicas ou das condições experimentais, potenciais modos de ação e indicações de quaisquer populações ou faixas etárias mais susceptíveis. Portanto, sob o entendimento de que um mesmo descritor pode abarcar uma ampla variedade de dados e níveis de evidência, recomenda-se que a avaliação de riscos seja conduzida considerando a gama de informações incluídas no relatório descritivo das evidências de potencial cancerígenos dos compostos e não somente no descritor atribuído a este (USEPA, 2005a).

Evidenciado o potencial carcinogênico de determinado composto, é conduzida uma avaliação dos potenciais riscos à humanos para os níveis de exposição de interesse, etapa denominada de avaliação dose-resposta. O escopo dessa avaliação é geralmente dividido em duas etapas. Em uma primeira etapa, estima-se um ponto de partida (*POD* – “Point of Departure”), que marca o início da extrapolação para doses inferiores àquelas observadas nos estudos toxicológicos e representam as doses as quais os indivíduos estão efetivamente expostos. O ponto em questão representa uma estimativa de dose próxima ao limite inferior do intervalo de doses observadas, sem que, no entanto, tenham sido realizadas extrapolações significativas para estimá-lo (USEPA, 2005a). Nesse sentido, como um procedimento de rotina adotado pela USEPA, é proposto que o *POD* seja definido com base em evidências estatísticas fornecidas pelo intervalo de doses observadas. Em geral, adota-se um *POD* que representa o limite inferior, com 95% de confiança, da estimativa central da dose referente a um acréscimo de 10% no nível de resposta. Na Figura 3.8, ED_{10} refere-se a estimativa central, enquanto que LED_{10} é o valor de seu limite inferior, com 95% de confiança, considerado como o *POD* para realizar a extrapolação para menores doses (Vallero, 2003; USEPA, 2005a).

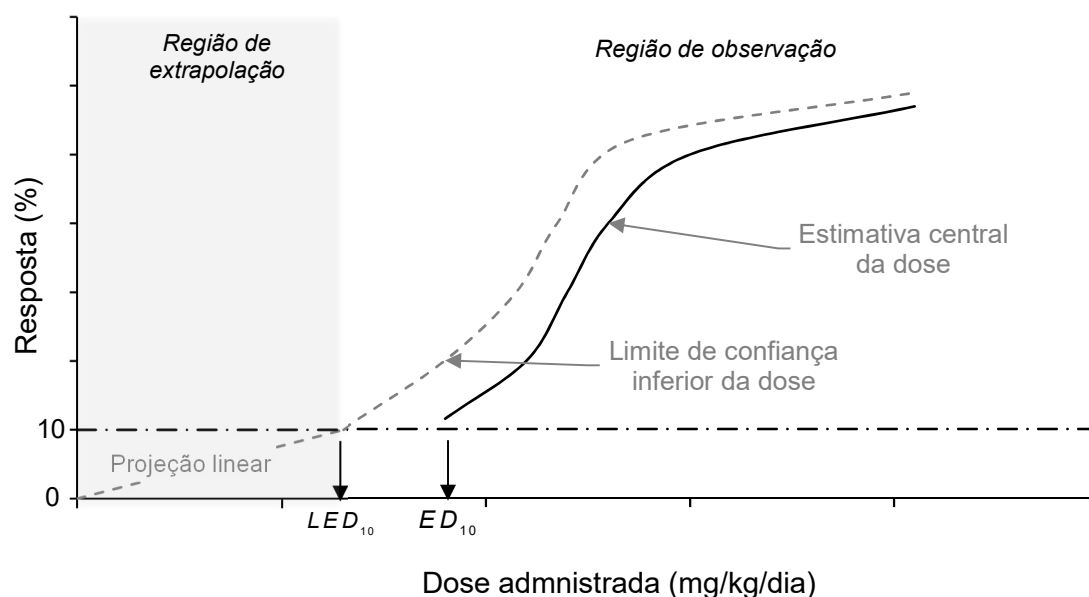


Figura 3.8 – Determinação do POD e extrapolação da região de observação no estudo da dose-resposta. Adaptado de Vallero (2003).

A abordagem a ser utilizada para realizar a extrapolação da região de observação – a partir do *POD* – deve possuir aderência com o modo de ação do agente químico em cada região de ocorrência do tumor e determinará a forma da curva de dose-resposta nas regiões de menores doses. A adoção de uma abordagem de extrapolação linear é reconhecidamente válida quando os dados sobre os modos de ação fornecem indícios científicos plausíveis disso, ou quando a avaliação da força da evidência de todos os dados do agente não permite o estabelecimento de um modo de ação na região do tumor (USEPA, 2005a). Nesse último caso, a extrapolação linear é uma abordagem geralmente mais conservadora, uma vez que a forma da curva de dose-resposta é côncava para cima (concavidade positiva) na região de baixas doses. Uma abordagem não linear somente pode ser adotada quando existem dados suficientes que respaldam um modo de ação condizente com isso e na medida em que o agente não demonstre mutagenicidade ou quaisquer outras atividades mais consistentes com abordagens lineares (USEPA, 2005a). Dessa forma, a partir da extrapolação linear pode ser definido o coeficiente angular da reta, denominado de fator de inclinação (*SF* – “Slope Factor”), sendo a estimativa do limite superior da probabilidade de uma resposta carcinogênica por unidade de dose que ingressa o organismo de um indivíduo (Valero, 2003). Utilizando LED_{10} como o POD o valor de *SF* é obtido por:

$$SF = \frac{0,1}{LED_{10}} \quad (3.23)$$

A unidade de LED_{10} é mg/kg/dia, e, portanto, SF é dado em $(\text{mg/kg/dia})^{-1}$. Um fato a ser salientado é que os experimentos a partir dos quais deriva-se SF utilizam-se de espécies animais, vias de ingresso e tempos de exposição diversos, o que pode exigir adaptações do valor de tal indicador de toxicidade (USEPA, 2005a).

3.5. CARACTERIZAÇÃO DO RISCO – USEPA (1989)

A etapa em questão realiza um fechamento da avaliação básica de riscos à saúde humana, em que as avaliações da exposição e toxicidade são resumidas e traduzidas na forma de expressões quantitativas e qualitativas de risco. Quantitativamente, tais expressões são derivadas das comparações entre os valores de ingresso e as doses de referência (RfD) – para efeitos não-cancerígenos – ou os fatores de inclinação (SF) – para efeitos cancerígenos. A caracterização de risco não pode ser tida como completa se não são apresentadas informações qualitativas acerca das expressões numéricas de risco, contendo textos interpretativos e qualificações acerca dos resultados (USEPA, 1989a).

Conforme mencionado, a quantificação dos riscos é uma das etapas primordiais da caracterização do risco e é realizada de forma distinta para efeitos não-cancerígenos e cancerígenos. Para o primeiro caso, a USEPA não utiliza uma abordagem probabilística para estimar o potencial de ocorrência de efeitos não-cancerígenos, enquanto no segundo caso tal abordagem é implementada. Para o caso de efeitos não-cancerígenos e se atendo ao conceito de RfD já discutido, a quantificação do risco é descrita por meio do quociente de risco (QR), computado por:

$$QR_{i,j} = \frac{I_{i,j}}{RfD_{i,j}} \quad (3.24)$$

Onde $I_{i,j}$ é o ingresso da substância j pelo caminho de exposição i (mg/kg/dia) e $RfD_{i,j}$ é a dose de referência para a substância j segundo o caminho de exposição i (mg/kg/dia). Portanto, o quociente de risco $QR_{i,j}$ é um valor adimensional. É relevante salientar que, em virtude da maneira como RfD é estimado, à medida que $QR_{i,j}$ excede a unidade – ou seja, $I_{i,j}$ é maior que $RfD_{i,j}$ – maior é a possibilidade da ocorrência de potenciais efeitos não-cancerígenos e não que, necessariamente, estes irão ocorrer. Outras recomendações são que $QR_{i,j}$ também não pode ser equiparado a uma probabilidade de ocorrência e o nível com que este excede ou se aproxima da unidade não varia linearmente com o grau de severidade dos efeitos (USEPA, 1989a). No

caso, tanto $I_{i,j}$ quanto $RfD_{i,j}$ devem possuir equivalência entre si com relação ao regime de exposição aos quais se referem (crônico, subcrônico, curto prazo).

Em se tratando de efeitos cancerígenos, a quantificação do risco permite a obtenção do incremento de probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer durante sua vida, calculado por:

$$RC_{i,j} = I_{i,j} \cdot SF_{i,j} \quad (3.25)$$

Onde $I_{i,j}$ é o ingresso da substância j pelo caminho de exposição i (mg/kg/dia) e $SF_{i,j}$ é o fator de inclinação para a substância j segundo o caminho de exposição i (1/mg/kg/dia). Portanto, o risco de câncer $RC_{i,j}$ é um valor adimensional e representa uma probabilidade. Segundo USEPA (1999), um valor máximo de risco individual de câncer de 10^{-4} representaria um patamar superior de aceitabilidade, enquanto um valor de 10^{-6} representaria um valor protetivo a não ser excedido para o maior número possível de indivíduos expostos. Com relação à Eq. (3.25), é feita a ressalva de que a utilização do fator de inclinação ($SF_{i,j}$) pressupõe o uso de uma abordagem linear, que tem aderência com exposições a doses baixas. Portanto, $I_{i,j}$, para tal cômputo, representa condições crônicas de exposição.

Um aspecto de grande relevância na caracterização do risco é a necessidade de ajustar os valores de toxicidade para o caso de exposição pela via referente a contato dermal. A necessidade disso decorre da constatação de que a maioria dos valores de toxicidade apresentados ($RfDs$ e SFs) se baseiam, tipicamente, em doses administradas por via oral (USEPA, 2004a). Assim, os valores de RfD e SF são ajustados de modo que sejam representativos de doses absorvidas e não doses ingeridas. Nesse caso, o ajuste se dá mediante o reconhecimento de que apenas parcela da dose ingerida é necessariamente absorvida – no trato gastrointestinal – para o organismo de um indivíduo. Para tal, propõe-se um valor ABS_{GI} , variando de 0 a 1, que representa a proporção da dose ingerida que é absorvida no trato gastrointestinal. Assim, a dose de referência obtida a partir de doses ingeridas (RfD_{oral}) é convertida para uma dose de referência absorvida equivalente (RfD_{abs}) por:

$$RfD_{abs} = RfD_{oral} \cdot ABS_{GI} \quad (3.26)$$

Uma vez a unidade de SF_{oral} é a recíproca da dose ingerida diária, então o valor de SF_{abs} ajustado para doses absorvidas é calculado por:

$$SF_{abs} = SF_{oral} \cdot ABS_{GI} \quad (3.27)$$

Em um mesmo caminho é possível ocorrer a exposição a mais de uma substância, de maneira que podem ser calculados valores individuais de quociente de risco ($QR_{i,j}$) e incrementos da probabilidade de câncer ($RC_{i,j}$) para cada uma das substâncias. Em grande parte dos casos, porém, não existem informações suficientes acerca da interação entre as substâncias específicas as quais compõem o caminho de exposição referido e, portanto, da toxicidade resultante de tal ação simultânea. Quando este é o caso, a hipótese de aditividade de $QR_{i,j}$ e $SF_{i,j}$ é geralmente adotada como um padrão (USEPA, 2000). Portanto, resulta que a combinação entre quocientes de risco devido a mais de uma substância e para um caminho de exposição i é calculada por:

$$QR_{i,comb} = \sum_j QR_{i,j} = \sum_j \frac{I_{i,j}}{RfD_{i,j}} \quad (3.28)$$

De forma similar, define-se o risco de câncer combinado para diferentes substâncias, para um mesmo caminho de exposição i , conforme a equação abaixo:

$$RC_{i,comb} = \sum_j RC_{i,j} = \sum_j I_{i,j} \cdot SF_{i,j} \quad (3.29)$$

A principal limitação da abordagem aditiva utilizada na Eq. (3.28) é o fato de que ela é aplicada de maneira mais apropriada para compostos que produzem os mesmos efeitos e por meio dos mesmos mecanismos de ação. Caso não o seja feito, o coeficiente de risco para o caminho de exposição i em avaliação ($Q_{i,comb}$) pode ser superestimado. Apesar disso, são necessárias evidências contundentes de que dois compostos que induzem efeitos adversos no mesmo órgão, mas por mecanismos de ação diferentes, não devem ser tratados de forma aditiva. Portanto, a um nível preliminar de avaliação tal abordagem é geralmente aceita (USEPA, 2000). O somatório dado pela Eq. (3.29) é uma aproximação razoável da equação exata que descreve a probabilidade conjunta de um indivíduo desenvolver câncer em decorrência de sua exposição à diversos compostos (USEPA, 1989^a).

De forma mais ampla, os indivíduos em uma região de exposição, podem configurar pontos receptores de compostos não somente oriundos de apenas um caminho de exposição. Por exemplo, indivíduos que residem em regiões cujo abastecimento se dá por águas subterrâneas podem estar sujeitos ao ingresso de contaminantes tanto por ingestão quanto por contato dermal.

Portanto, uma primeira etapa consiste em determinar as combinações razoáveis entre caminhos de exposição, que podem ser variadas a depender do cruzamento entre os cenários de exposição e contaminação. Em uma segunda etapa, deve ser ponderado se as condições de máxima exposição razoável (RME) – com as quais as exposições referentes a cada um dos caminhos de exposição foram derivadas – são passíveis de ocorrerem simultaneamente para os caminhos de exposição a serem considerados. A consideração de condições RME para mais de um caminho de exposição que afetam uma mesma população deve ser realizada somente mediante razões explícitas. Nesse sentido, para uma mesma substância não cancerígena j o quociente de risco total, considerando os diversos caminhos de exposição a esta, é obtido por:

$$QR_{total,j} = \sum_i QR_{i,j} = \sum_i \frac{I_{i,j}}{RfD_{i,j}} \quad (3.30)$$

De forma equivalente, o risco de câncer total devido à exposição a uma substância j por diversos caminhos de exposição é dado por:

$$RC_{total,j} = \sum_i RC_{i,j} = \sum_i I_{i,j} \cdot SF_{i,j} \quad (3.31)$$

Assim, havendo evidências de que existem condições de aditividade para $QR_{i,j}$ e $RC_{i,j}$, tanto entre substâncias quanto entre caminhos de exposição, os valores de quociente de risco e risco de câncer para a totalidade dos caminhos de exposição considerados – levando-se em consideração a combinação entre as substâncias contempladas por estes – são calculados a partir de:

$$QR_{total,comb} = \sum_j \sum_i QR_{i,j} = \sum_j \sum_i \frac{I_{i,j}}{RfD_{i,j}} \quad (3.32)$$

$$RC_{total,comb} = \sum_j \sum_i RC_{i,j} = \sum_j \sum_i I_{i,j} \cdot SF_{i,j} \quad (3.33)$$

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1. LOCALIZAÇÃO E CONTEXTUALIZAÇÃO

O antigo Aterro Controlado do Jockey Club (ACJC), onde hoje se situa a Unidade de Recebimento de Entulhos (URE), localiza-se na porção centro-oeste do Distrito Federal (Figura 4.1). O ACJC possui duas entradas oficiais (A e B) com guaritas, nas quais é realizado o controle de entrada e saída de caminhões basculantes carregados de resíduos. Na entrada A estão localizados os prédios administrativos do aterro. As entradas mencionadas são acessadas por uma via que contorna todo o perímetro do ACJC.

A área se encontra dentro da Região Administrativa do Setor Complementar de Indústria e Abastecimento – SCIA (RA XXV) e faz fronteira com: o Parque Nacional de Brasília (PNB); a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) do Córrego Cabeceira do Valo; ARIE Vila Estrutural; Unidade de Proteção Integral denominada Parque Nacional de Brasília (PNB) e o Parque Urbano da Vila Estrutural. As áreas mencionadas, exceto o PNB, situam-se dentro da Zona de Proteção do PARNA e REBIO da Contagem (ZPPR), que é contemplada pela Área de Preservação Ambiental do Planalto Central. A delimitação da ZPPR tem o objetivo de minimizar os impactos ambientais gerados nas adjacências do Parque Nacional (PARNA) de Brasília (ou PNB) e da Reserva Biológica (REBIO) da Contagem (MMA/ICMBIO, 2015). Reconhecendo a importância das áreas ambientalmente sensíveis na proximidade do ACJC, foram definidas as ARIE's da Vila Estrutural e do Córrego Cabeceira do Valo e foi criado o Parque Urbano da Vila Estrutural (GREENTEC, 2012a).

No que tange as ocupações humanas, a porção sul do ACJC é limítrofe a aglomeração urbana referente a Cidade Estrutural, cuja via de acesso principal é a Rodovia EPCL-DF-095/BR-070, denominada Via Estrutural, que realiza a ligação entre o Plano Piloto e a Região Administrativa de Taguatinga. A porção oeste do aterro é limítrofe a uma área de chácaras, que margeiam o córrego Cabeceira do Valo, nas quais há produção de hortifrutigranjeiros e são desempenhadas atividades de piscicultura (GREENTEC, 2012b). Grande parte dessas chácaras localizam-se dentro do domínio da ARIE do Córrego Cabeceira do Valo. A área interna a ARIE da Vila Estrutural apresenta também certo nível de ocupação, constituída principalmente de moradias precárias e com a ausência total de infraestrutura e saneamento (GREENTEC, 2012a).

LOCALIZAÇÃO E CONTEXTUALIZAÇÃO

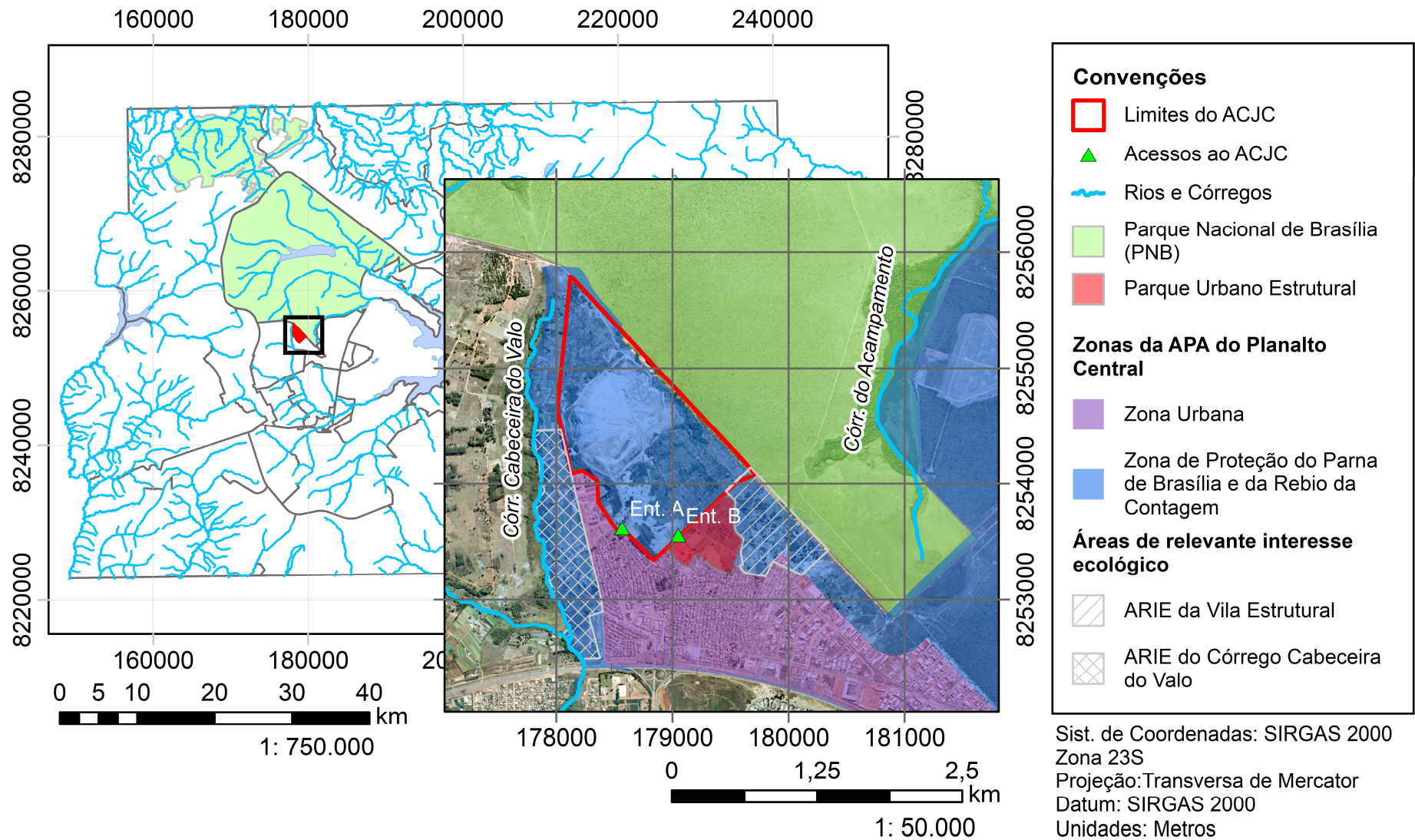


Figura 4.1 – Localização do ACJC e unidades de conservação (UC) em sua proximidade. Dados obtidos em SEGETH (2019a).

4.2. HISTÓRICO DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO ANTIGO ACJC

O ACJC foi oficialmente fechado em 20/01/2018 e a partir dessa data recebe somente os resíduos da construção civil, no local que hoje é denominado de Unidade de Recebimento de Entulhos (URE). Porém, o início da disposição de resíduos no ACJC remonta ao fim da década de 1960 e era realizada fora do domínio onde hoje se situa a URE (GREENTEC, 2012b; Pereira et al., 1997).

Á época, o distrito federal contava com uma usina de tratamento localizada na porção sul do Plano Piloto, que possuía capacidade para processamento do montante produzido no DF. Porém, por questões relacionadas a manejo e transporte, os resíduos produzidos no território eram dispostos em vazadouros a céu aberto localizados próximos aos centros urbanos onde hoje se situam as regiões administrativas de Planaltina, Sobradinho, Taguatinga, Brazlândia e Gama (Carneiro, 2002). Além destas, uma área ao sul do ACJC, onde hoje se situa o Parque Urbano, era utilizada como vazadouro a céu aberto para a destinação dos rejeitos da usina do Plano Piloto e o lixo produzido nas adjacências (Carneiro, 2002). Estima-se que a disposição nessa região – fora do domínio atual do ACJC/URE – se deu até o ano de 1978 (Pereira et al., 1997). Santos (1996) relata que na área eram escavadas trincheiras, cuja largura variava de 2 a 4 metros e o lixo depositado nestas era compactado e recoberto com uma camada de solo da própria escavação, de cerca de 50 cm.

Na década de 1970, com o progressivo aumento populacional no DF e a modernização de sua gestão de resíduos sólidos durante tal período, os vazadouros a céu aberto foram gradualmente desativados. A partir de 1978, pela demanda por áreas para disposição final, iniciou-se a utilização da área onde atualmente se encontra a URE – que a partir de 1985 se tornou a única área disponível para tal no DF – e ao final do ano de 1996 tal área apresentava-se completamente coberta (Carneiro, 2002, GREENTEC, 2012b). Araújo (1996) e Santos (1996) relatam que a deposição, nas parcelas mais a norte do domínio do ACJC, era realizada em trincheiras de cerca de 100 metros de comprimento e 20 m de largura, podendo atingir 4 m a 6 m de profundidade. Com a ausência de novas áreas foi iniciada a disposição sobre as camadas já existentes, principalmente nas porções norte e central da área (Koide & Bernardes, 1998). A Figura 4.2 ilustra a maneira com a qual a disposição se deu entre 1964 e 1997.

HISTÓRICO DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO ANTIGO ACJC

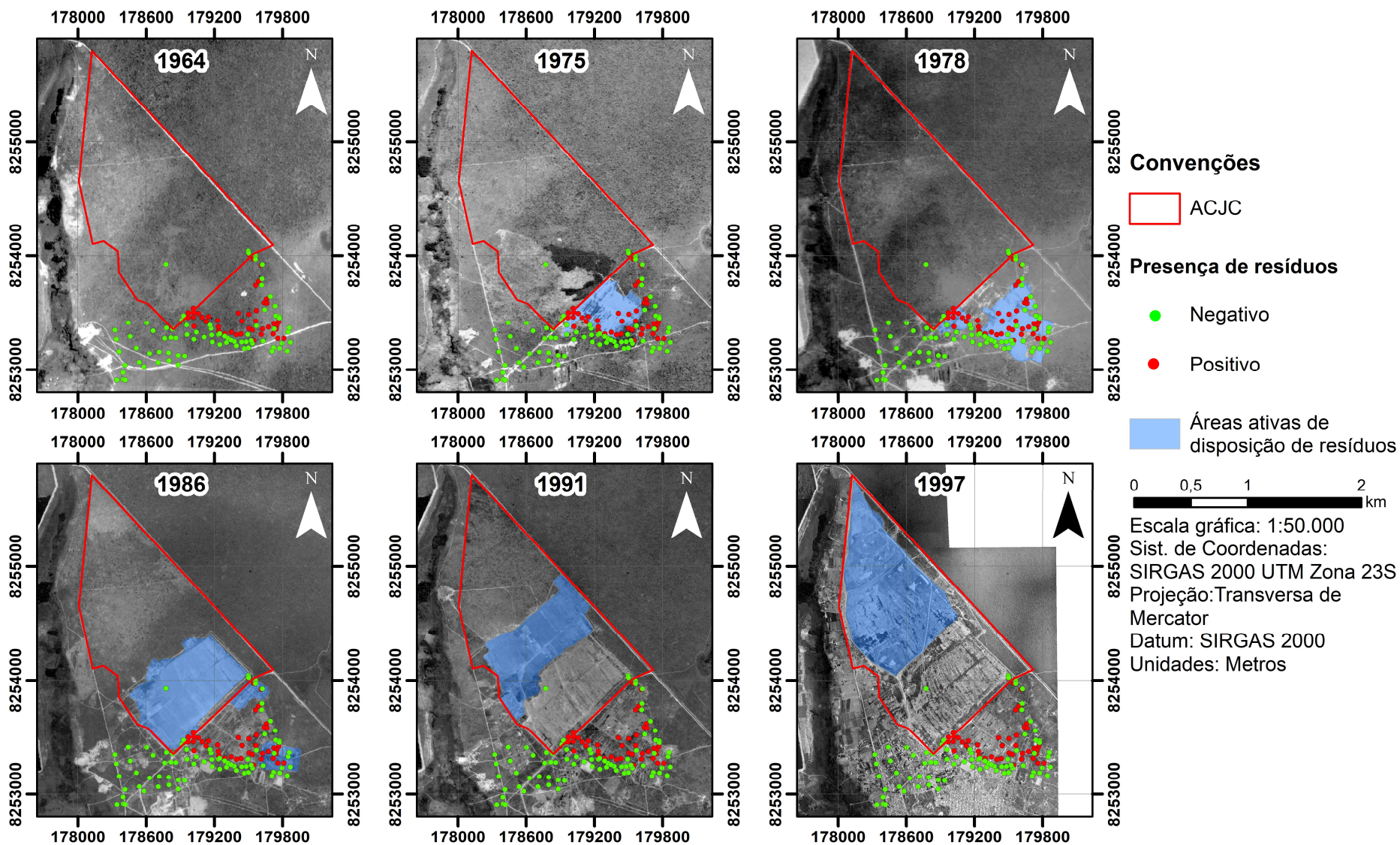


Figura 4.2 – Disposição de resíduos no ACJC entre 1964 – 1997, e dados de furos realizados por Água & Terra (2006).

Na delimitação das áreas onde presumidamente ocorreu o avanço na disposição de resíduos, o principal critério foi observar as regiões de solo exposto, representada pelos tons mais claros das fotografias aéreas. Devido à técnica de disposição utilizada em tais localidades – disposição em trincheiras com recobrimento por solo – além da presença de solo exposto ser um indício da disposição de resíduos, observam-se também a ocorrência de feições lineares foto identificáveis. Porém, ocorre que as feições de solo exposto são mais evidentes em áreas de disposição ativas, tendo em vista que em áreas inativas o crescimento da vegetação gradativamente ameniza os contrastes entre essas áreas, outrora expostas, e a vegetação nativa circundante. Cabe salientar que as áreas de solo exposto não necessariamente são áreas de disposição ativas, uma vez que, concomitantemente à utilização da área para disposição final, deu-se a ocupação da área por loteamentos dos catadores que atuavam nas áreas de disposição ativas, ou o estabelecimento de canteiros de obras relativos à construção da Rodovia EPCL-DF-095/BR-070 (Orrego, 2013). A existência de dados acerca de furos mecânicos com profundidade 5 m, realizados por Água & Terra (2006) na porção mais antiga e externa ao limite atual do ACJC, permitiu eliminar algumas dessas ambiguidades. De forma geral, o início e a evolução espacial da disposição relatados na literatura estão em razoável concordância com as fotografias aéreas mostradas na Figura 4.2.

A partir do ano de 1997, no qual concluiu-se a ocupação plena do limite atual por resíduos dispostos em trincheiras escavadas no terreno natural, os resíduos recebidos foram dispostos sobre as trincheiras finalizadas. Desde o ano de 1992 o Governo do Distrito Federal, atentando-se a maneira inadequada com que os resíduos eram dispostos, promoveu ações diversas na tentativa de identificar os possíveis impactos disso e promover uma adequação do ACJC. Nesse contexto situam-se os estudos realizados por Pereira et al. (1997) e a elaboração do projeto de um aterro sanitário locado dentro do próprio limite do ACJC, por LM (1998). O projeto em questão não veio a ser executado. A partir de 1997 até 2002 (Figura 4.3), a disposição se deu predominantemente no terço intermediário, sobre as trincheiras já encerradas em meados da década de 1990. Cabe salientar a utilização de uma pequena porção no terço sudeste do limite e uma estreita porção no terço noroeste – limítrofe ao PNB – nos quais foram identificadas áreas de disposição ativas. O padrão de disposição em questão foi mantido de 2002 a 2011, com um gradual aumento da área de disposição do terço sudeste e a consolidação do terço intermediário como a área principal na qual a disposição se deu durante tal período.

HISTÓRICO DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO ANTIGO ACJC

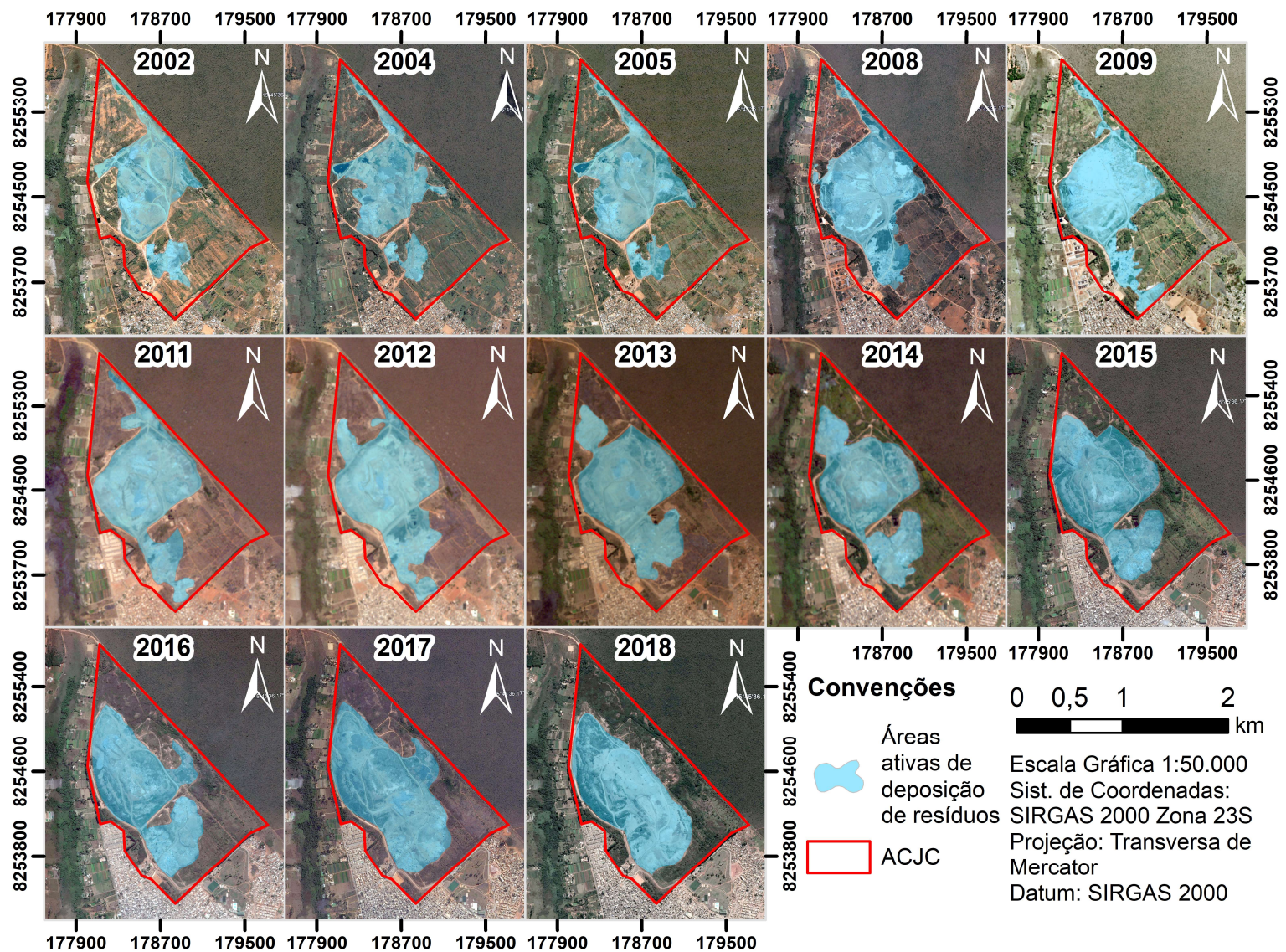


Figura 4.3 – Evolução da disposição de resíduos no ACJC entre 2002 e 2018.

HISTÓRICO DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO ANTIGO ACJC

A partir de 2012 identifica-se a inutilização da área estreita no terço norte, limítrofe ao PNB, na qual – segundo relatos de funcionários do ACJC – foram dispostos resíduos de serviços da saúde. Identifica-se também, a partir desse ano, a ampliação da disposição do terço intermediário para o terço ao norte, interligando o maciço principal a essa área incipiente, bem como a ampliação das atividades desenvolvidas a sudeste. De 2015 em diante, com o alteamento do maciço, as áreas referentes aos terços mencionados se aglutinaram e a disposição – no terço intermediário – próxima ao limite com o PNB foi gradualmente abandonada, tornando-se uma área embargada pelo IBAMA. Em tal período ocorreram também transformações diversas que permitiram a designação da área como aterro controlado e não lixão, tais como: recuperação do sistema de drenagem de percolados perimetral ao maciço de resíduos, instalação de queimadores de gases, controle do acesso e instalação de cercas em torno dos limites (SLU, 2016a). Carneiro (2002), compilando dados históricos do Serviço de Limpeza Urbana e outras entidades do Distrito Federal, indicou como se deu a evolução da quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU) aterrados de 1966 a 2001. Segundo informações solicitadas ao SLU, por meio do Sistema Eletrônico do Serviço de Informações ao Cidadão (e-SIC), foi possível obter a evolução de 2004 a 2018.

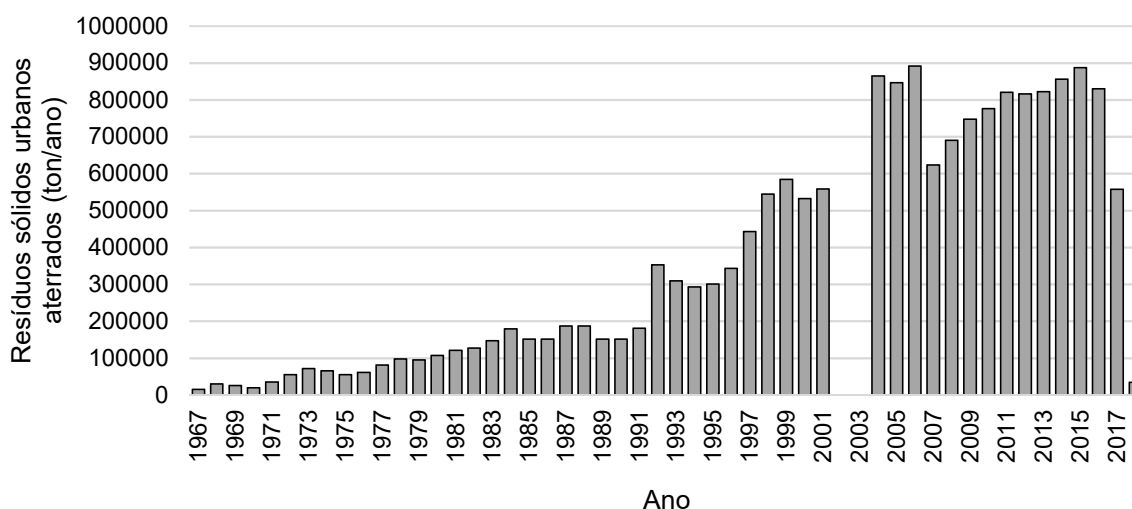


Figura 4.4 - Evolução da disposição de resíduos sólidos urbanos no ACJC. Fontes: Carneiro (2002) e SLU (2019).

Cabe destacar que, os quantitativos fornecidos não contemplam a disposição de Resíduos da Construção Civil, os quais, em termos mássicos superam amplamente os quantitativos de resíduos sólidos urbanos apresentados (SLU, 2016b; SLU, 2017; SLU, 2018a). Salienta-se

também que nos anos de 2017 e 2018 há uma redução vertiginosa na quantidade aterrada no ACJC, em virtude da inauguração do Aterro Sanitário de Brasília, no início de 2017.

O histórico da disposição de resíduos sólidos no ACJC permite concluir que pouco ou nenhum controle da natureza dos resíduos dispostos era realizada (Techniplan, 1996). Portanto, há certa coerência em se esperar que a composição gravimétrica dos resíduos dispostos seja similar a dos resíduos coletados. De certa maneira, a operação da Usina de Tratamento Mecânico-Biológico da Ceilândia e da Usina da Asa Sul, desde 1985 e 1963, respectivamente, reduzem a porcentagem de resíduos orgânicos e recicláveis dispostos, porém, a capacidade de processamento de ambas não representa parcela significativa do aporte de resíduos produzidos no DF. Por exemplo, do total diário coletado por coleta convencional no ano de 2017 (2649 ton.) apenas cerca de 28% (744 ton.) foram processados nas usinas mencionadas (SLU, 2018a) e tal processamento não apresenta eficiência plena. Dessa forma, é provável que a gravimetria dos resíduos dispostos no ACJC possua porcentagens de resíduos orgânicos e recicláveis ligeiramente menor que aquela dos resíduos coletados. Amorim & Aguiar (1978), Junqueira (1995) e Distrito Federal (2018) apresentaram estudos gravimétricos dos resíduos coletados do DF, resumidos na Figura 4.5.

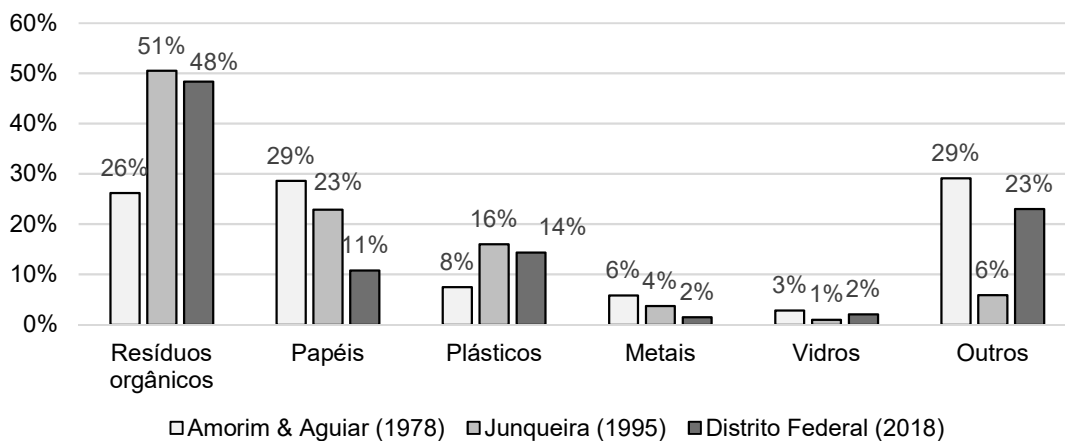


Figura 4.5 – Composição gravimétrica dos resíduos do DF.

4.3. CLIMA

O Distrito Federal (DF) encontra-se inserido no Bioma cerrado, cujo clima é caracterizado pela presença de invernos secos e verões chuvosos e é classificado como Aw de Köppen (Tropical Chuvoso). A variação da precipitação média anual é de 750 a 2000 mm e a temperatura média do mês mais frio excede 18°C (Ribeiro & Walter, 1998). Tendências similares são observadas

para o clima no DF, como resultado dos sistemas de circulação atmosférica que atuam associados à posição geográfica da região Centro-Oeste (Steinke et al., 2004).

A Figura 4.6 apresenta a normal climatológica da precipitação total mensal média e os coeficientes de variação observados para cada mês, para uma estação meteorológica pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e distante de aproximadamente 7 quilômetros do ACJC (Latitude: -15.789343°; Longitude: -47.925756°). Normais climatológicas são definidas como médias calculadas para um período relativamente longo e uniforme, considerando-se três décadas consecutivas como um mínimo. No caso, a normal climatológica referente a precipitação média mensal do período entre 1989 e 2018 evidencia a presença dos dois períodos mencionados. O período mais úmido, com média acima de 100 mm, inicia-se a partir de outubro e finaliza-se em abril do ano seguinte e o período mais seco, com média abaixo de 50 mm, está compreendido entre maio e setembro. A precipitação total anual para o período considerado variou entre 1157,1 mm e 1948,3 mm no período considerado, e uma média – soma das precipitações totais mensais médias – de 1489,32 mm. O coeficiente de variação para todos os meses apresenta um valor elevado ($> 30\%$), indicando grande dispersão da precipitação mensal entre os anos levantados. Cabendo salientar que, para os meses mais secos, tal coeficiente atinge valores maiores que 100%, demonstrando grande imprevisibilidade com relação a precipitação mensal durante tal período.

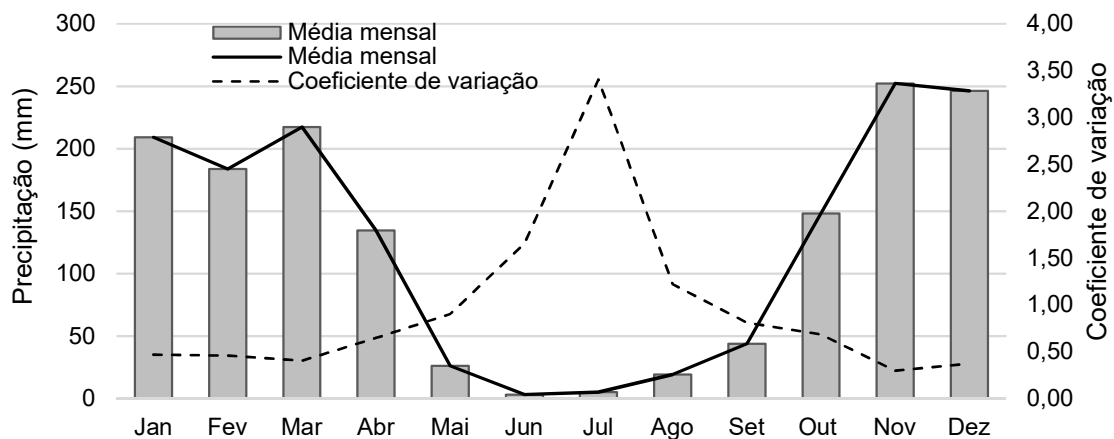


Figura 4.6 – Normal climatológica (1989-2018) da precipitação média mensal e a sua variabilidade. Dados de INMET (2019).

Com relação à temperatura média mensal (Figura 4.7), observa-se que esta oscila entre aproximadamente 19,3 °C e 21 °C nos meses mais secos e entre 21,3 °C e 23 °C nos meses mais úmidos. Junho e julho são os meses com menores precipitações e temperaturas, em média.

No que tange a umidade relativa do ar, observa-se uma gradativa diminuição desta, a partir de abril, chegando a valores médios próximos a 50%, nos meses de agosto e setembro. Após esses meses, há um reestabelecimento até atingir cerca de 70%. Observa-se certa defasagem entre os meses de menor umidade média e aqueles de menor precipitação e menor temperatura. Diferentemente da precipitação, a temperatura apresenta dispersão menos acentuada e relação menos evidente com a época (seca ou chuvosa) do ano. A umidade relativa também apresenta menor variabilidade para um mesmo mês, porém, está aparentemente relacionada aos meses com menor umidade relativa do ar de forma positiva.

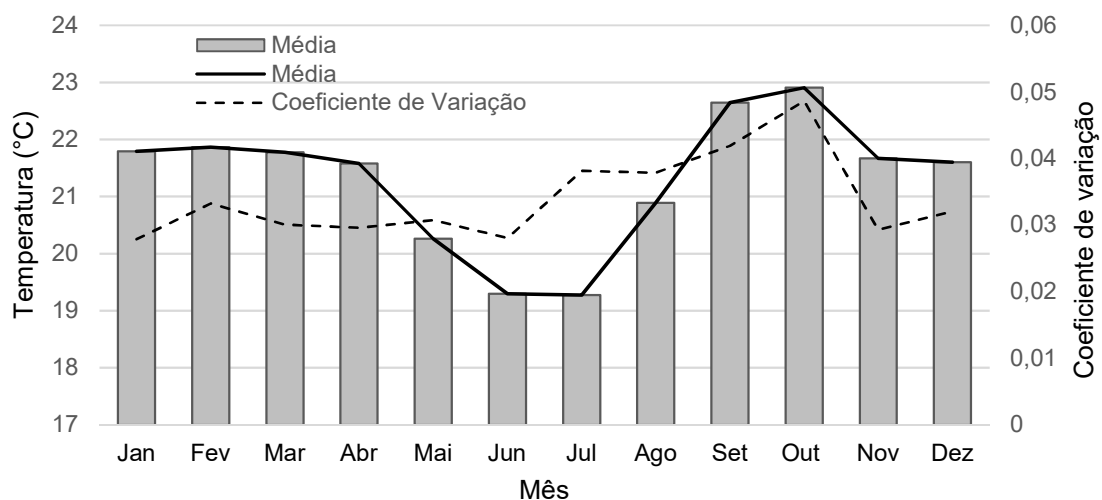


Figura 4.7 – Normal climatológica (1989-2018) da temperatura média mensal e a sua variabilidade. Dados de INMET (2019).

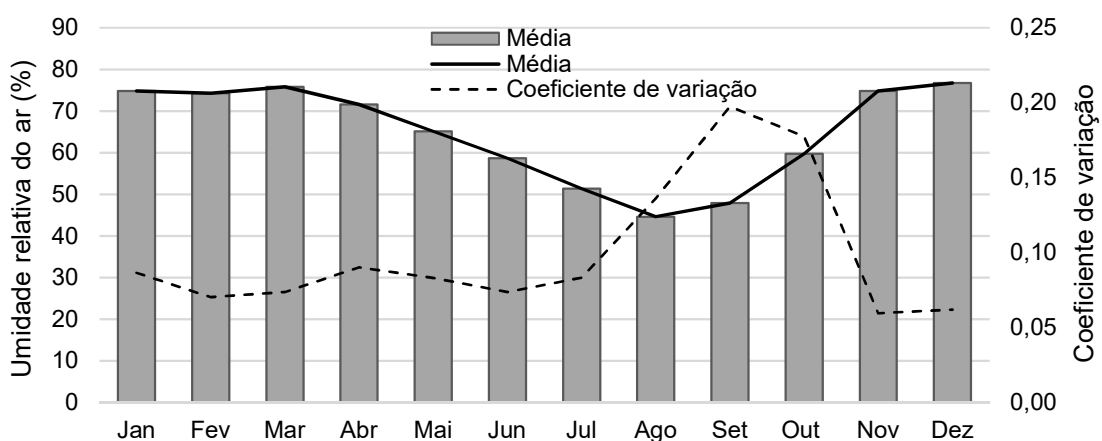


Figura 4.8 - Normal climatológica (1989-2018) da umidade relativa média mensal e a sua variabilidade. Dados de INMET (2019).

4.4. GEOMORFOLOGIA

Existem diversas propostas de compartimentação geomorfológica para o Distrito Federal, que levam em consideração aspectos tais como: altitude, forma do relevo, declividade, nível de dissecação, controle litoestrutural (Martins et al., 2004). Novaes Pinto (1994) reconhece a existência de 13 unidades geomorfológicas que se relacionam em níveis hierárquicos e que podem ser agrupadas, a depender das suas semelhanças morfológicas e genéticas, em três distintas paisagens: Chapadas, Área de Dissecação Intermediária e Região Dissecada de Vale. Martins & Baptista (1998), por outro lado, por incorporarem aspectos relacionados à altimetria e declividade, expandiram o número de compartimentos para cinco, sendo eles: Chapadas Elevadas, Planos Intermediários, Planícies, Rebordos e Escarpas. Em algumas regiões do DF, as classes propostas por Novaes Pinto (1994), por possuírem uma maior abrangência, englobam um ou mais compartimentos propostos por Martins & Baptista (1998). É o caso, por exemplo, das Chapadas, que englobam tanto as Chapadas Elevadas e Planos Intermediários, e as Áreas de Dissecação Intermediária, que por vezes abrangem tanto as regiões de Planícies e Planos Intermediários. Os rebordos e escarpas representam zonas de transição entre as superfícies aplainadas, sendo que as escarpas ocorrem quando tal transição se dá de forma abrupta (altas declividades) (Martins et al., 2004). No ZEE (2011) é realizada uma proposta de compartimentação que representa uma atualização daquela proposta por Novaes Pinto (1994) e Martins & Baptista (1998) e baseia-se no padrão de relevo, declividade, densidade de drenagens e nível de dissecação do terreno. A Figura 4.9 apresenta tal proposta, juntamente com a indicação da localização do ACJC.

As Chapadas Elevadas representam regiões com cotas superiores a 1100 m, com padrão de relevo suave ondulado e uma baixa densidade de drenagem. Ocorrem predominantemente no semidomo de Brasília, que é individualizado em sua porção interna por regiões de rebordo e em sua porção externa por escarpas. Outras ocorrências são no divisor entre as bacias do Rio São Bartolomeu e do Rio Preto e delimitando a bacia do Ribeirão Pípiripau. As Chapadas Elevadas comumente transicionam, por rebordos, para planos intermediários, os quais possuem formas de relevo similares, porém, altitudes variando entre 950m e 1100m. Em faixas mais estreitas, ocorre uma transição de alta declividade – regiões de Escarpa – para regiões de padrão de relevo ondulado a forte ondulado e cotas inferiores a 800 metros, representadas pelos Vales Dissecados, os quais possuem alta densidade de drenagens, que são condicionadas pelas estruturas geológicas presentes. Nas áreas de transição supracitadas são observadas camadas de

solos pouco espessas e, nas Escarpas, um predomínio dos processos erosivos em detrimento da pedogênese (ZEE, 2011).

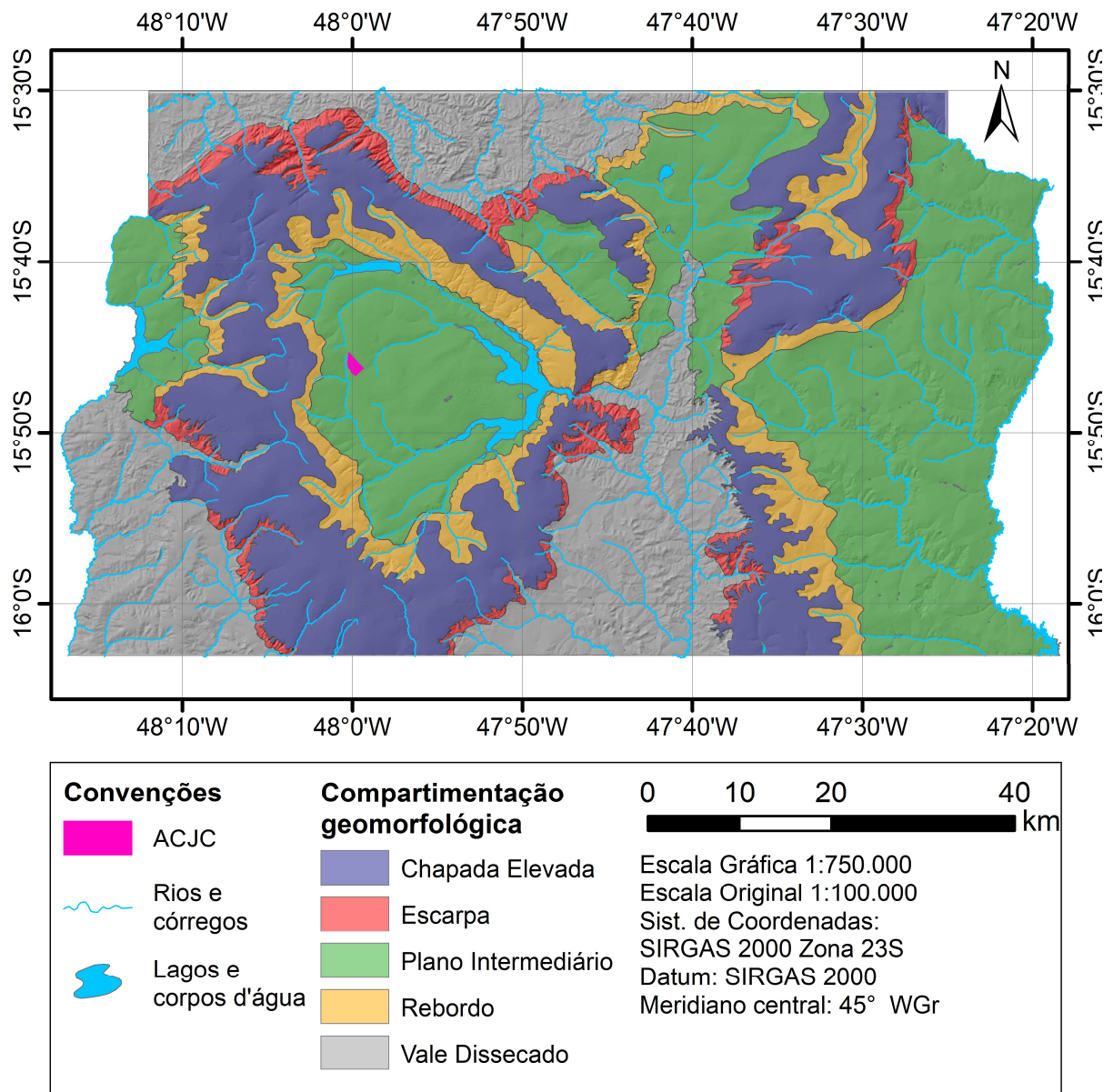


Figura 4.9 – Compartimentação geomorfológica do DF segundo o ZEE (2011).

O ACJC encontra-se regionalmente situado na porção oeste do núcleo do semidomo de Brasília, uma região caracterizada como um Plano Intermediário, que além das características já citadas, possui o predomínio de latossolos com espessura considerável. O plano intermediário, onde se situa o ACJC, transiciona à oeste para uma região de chapada relevada, especificamente denominada de Chapada da Contagem e que contempla grande parte do semidomo de Brasília. Por meio do levantamento altimétrico do DF – em escala 1:10.000 – realizado pela

HIDROGRAFIA

CODEPLAN em 1992 (SEGETH, 2019c), foram traçados os contornos de altitude das adjacências do ACJC (Figura 4.10). Torna-se evidente a transição supracitada, ocorrendo por meio de uma área classificada como rebordo, com maior densificação de contornos – maiores declividades – e maior nível de dissecação por drenagens. O polígono no qual se situa o ACJC encontra-se aproximadamente entre as cotas de 1135 e 1115 e é cortado pelo divisor de águas entre duas bacias adjacentes. Dessa forma, entende-se que as regiões à jusante são aquelas à oeste e à leste desse polígono.

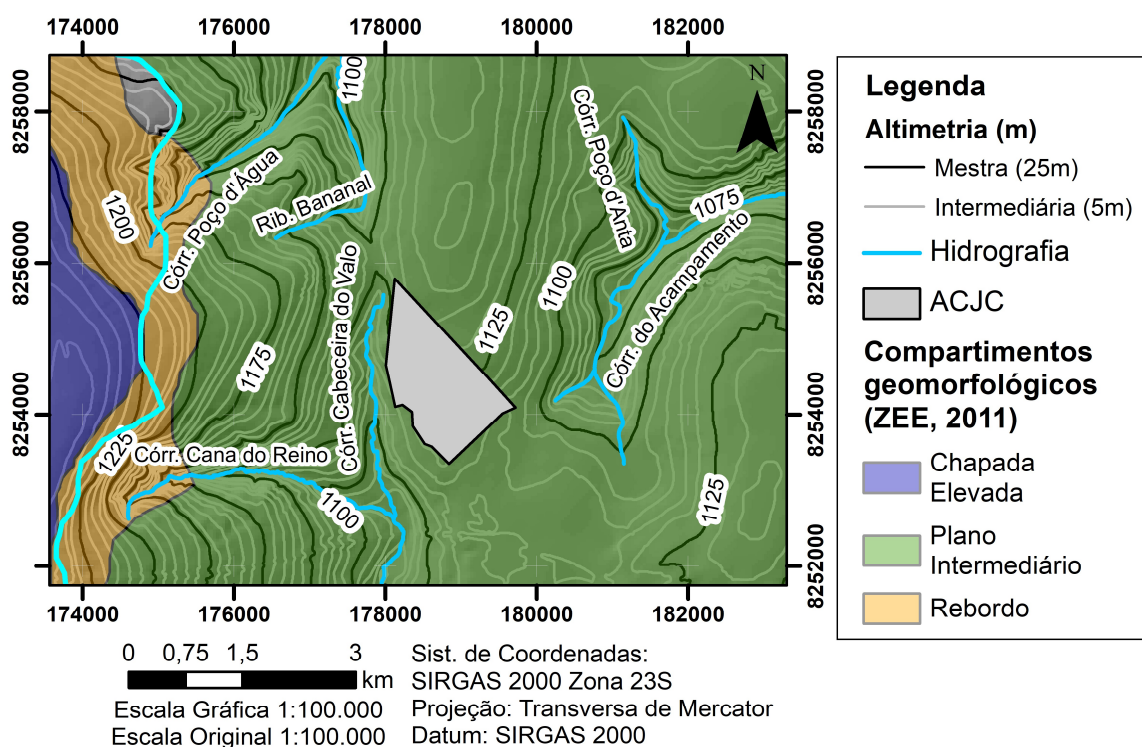


Figura 4.10 – Altimetria e compartimentação geomorfológica nas adjacências do ACJC.

4.5. HIDROGRAFIA

O DF localiza-se no divisor de águas de três grandes bacias hidrográficas do Brasil: a bacia do Paraná, do Tocantins e do rio São Francisco. No território do DF, os rios são pertencentes a 6 sub-bacias (Figura 4.11). As sub-bacias dos rios São Bartolomeu, Paranoá, Descoberto, Corumbá e São Marcos correm para a bacia do Paraná, enquanto as bacias do Rio Preto e do Rio Maranhão se direcionam para as bacias do Rio Tocantins e Rio São Francisco, respectivamente. São três os principais lagos e reservatórios no DF, sendo que dois deles, os Reservatórios do Descoberto e de Santa Maria, são utilizados para abastecimento humano. O terceiro deles – Lago Paranoá – se originou do barramento do Rio Paranoá ao fim da década de 60, com o intuito de amenizar as condições climáticas nas suas adjacências, criar opções de

HIDROGRAFIA

lazer e viabilizar a produção hidroelétrica. Eventualmente, esse lago se tornou também o corpo receptor de efluentes sanitários oriundos das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) Norte e Sul, situadas em suas margens, havendo ainda a previsão de sua utilização para captação de água para fins de abastecimento público (ADASA, 2012).

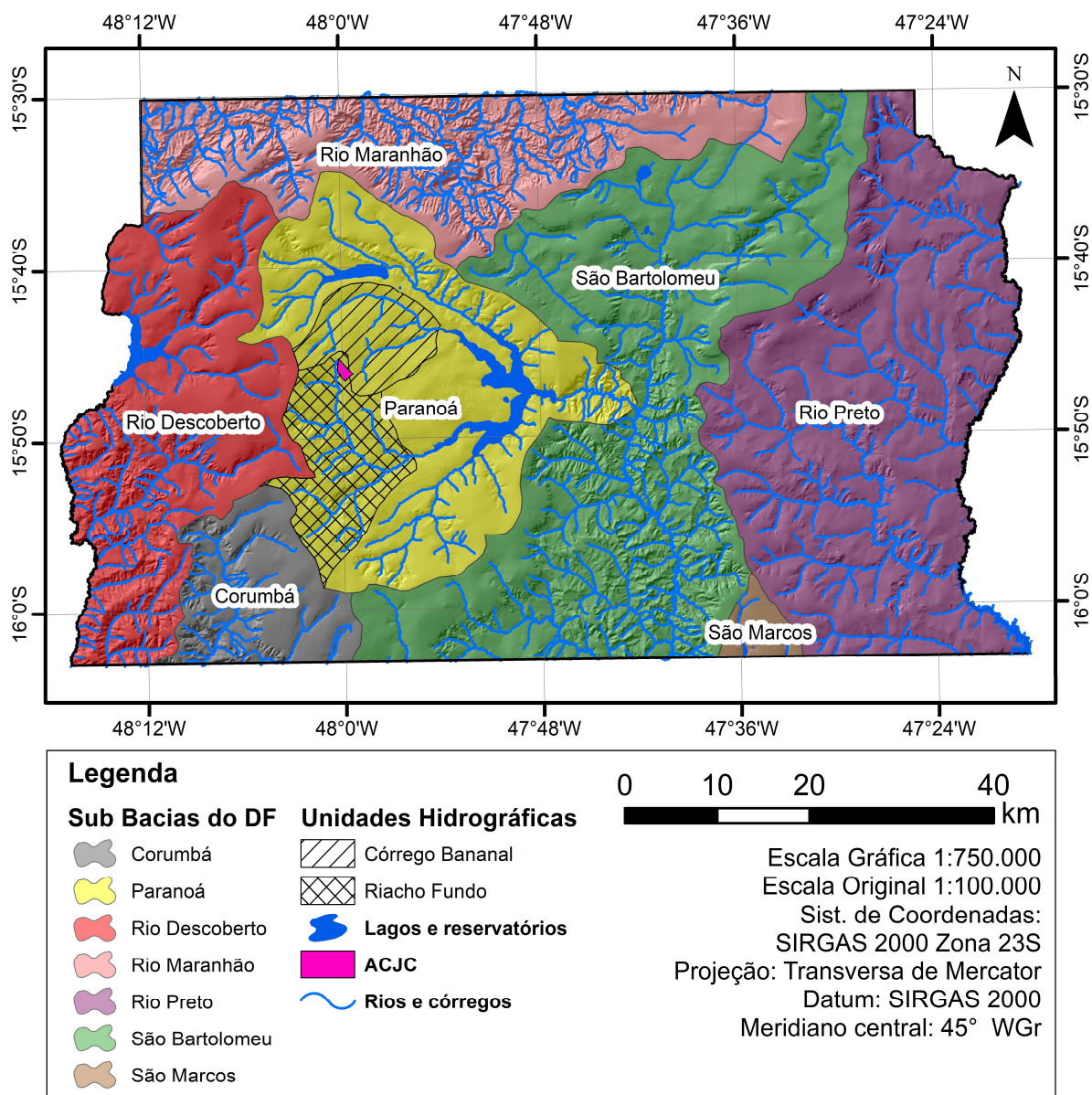


Figura 4.11 – Hidrografia do DF e contextualização do ACJC.

Pode-se ainda realizar uma subdivisão das sub-bacias apresentadas na Figura 4.11, resultando em Unidades Hidrográficas, que são tidas como unidades básicas do território para a gestão dos recursos hídricos (ADASA, 2012). Ao todo o DF contempla 41 unidades hidrográficas, dentre as quais cinco delas formam a sub-bacia do Paranoá, onde se situa o ACJC. Pela topografia

local, apresentada na Figura 4.10, pode-se inferir que o aterro encontra-se em um divisor de águas e verifica-se que o esse divisor é referente às unidades hidrográficas do Córrego Bananal e do Riacho Fundo (Figura 4.11), ambas pertencentes à bacia do Paranoá. À oeste do limite do ACJC, e dentro da área do PNB, aflora o córrego do Acampamento, encontrando-se adiante com o Ribeirão Bananal, que por sua vez deságua em um braço na parte norte do Lago Paranoá, que é o exultório da unidade hidrográfica do Córrego Bananal. À leste do limite do ACJC o Córrego Cabeceira do Valo corre no sentido sul, desaguando no Córrego Vicente Pires, o qual se encontra com o Córrego Riacho Fundo e forma um dos braços da porção sul do Lago Paranoá, sendo este o exultório da unidade hidrográfica da Bacia do Riacho Fundo. Atualmente os corpos hídricos contemplados pela unidade hidrográfica do Paranoá possuem importância estratégica frente à crise hídrica enfrentada pelo DF no ano de 2016. Cabe salientar, a inauguração de um subsistema de captação de água no Ribeirão do Bananal e no Lago Paranoá, que atendem regiões outrora abastecidas pelo reservatório de Santa Maria, permitindo que parte do volume deste seja destinado a áreas abastecidas pelo reservatório do Descoberto (GDF, 2017).

4.6. GEOLOGIA

A geologia do DF tem como principal fonte descritiva o Inventário Hidrogeológico do DF, no qual tal descrição foi realizada por Freitas-Silva & Campos (1998). O DF situa-se na zona externa da Faixa de Dobramentos e Cavalgamentos Brasília e tem como principais unidades litoestratigráficas aflorantes os Grupos Paranoá, Canastra, Araxá e Bambuí. Segundo o mapa geológico sem a cobertura de solos, proposto por Freitas-Silva & Campos (1998) – Figura 4.12 –, o Grupo Paranoá é o que possui a maior abrangência no território do DF, ocupando cerca de 65% de sua área, seguido do Grupo Canastra (15%), Bambuí (15%) e Araxá (5%) (Freitas-Silva & Campos, 1998). A geologia estrutural do DF é caracterizada por dobras com eixos ortogonais (Campos, 2004) e estruturas tais como lineações, foliações, empurrões e falhamentos (normais e inversos), que se superpõem aos diferentes sistemas deposicionais no tempo e espaço, conferindo ao DF um quadro tectônico de alta complexidade (Freitas-Silva & Campos, 1998). O resultado disso é a ocorrência dos domos e bacias, como, por exemplo, o domo estrutural de Brasília, e o predomínio de sistemas de fraturas orientadas segundo as direções N15E, N15W e N50-75W e alto ângulo de mergulho (Campos et al., 2007).

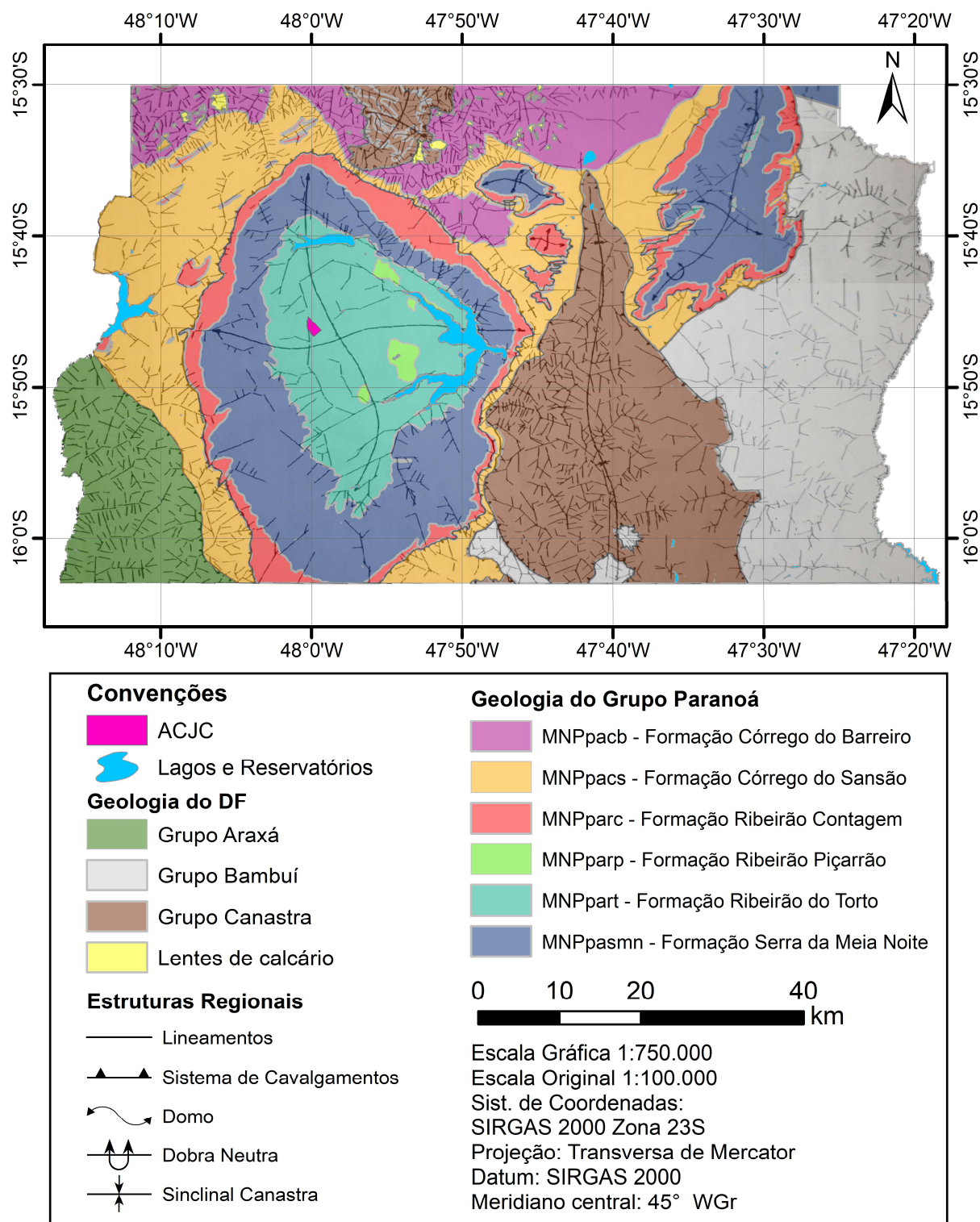


Figura 4.12 - Mapa geológico do Distrito Federal. Adaptado de Freitas-Silva & Campos (1998)

O ACJC encontra-se situado no Grupo Paranoá – na Formação Ribeirão do Torto – cuja descrição foi detalhada por Faria (1995) pelo estudo de uma área-tipo localizada em Alto Paraíso de Goiás e São João D’Aliança. Para essa área foi realizada uma proposta estratigráfica

integrada que se correlaciona regionalmente com porção externa da Faixa Brasília, onde o DF se encontra. O grupo Paranoá é uma sequência psamo-pelito-carbonatada, ao qual se atribuem sistemas deposicionais plataformais e que, em geral apresenta um baixo grau de metamorfismo. Das 11 unidades identificadas e descritas da estratigrafia do grupo Paranoá, propostas por Faria (1995), é possível verificar a ocorrência de 7 delas no DF, denominadas informalmente pelos códigos S, A, R₃, Q₃, R₄ e PPC, da base para o topo. Campos et al. (2013) formalizaram a estratigrafia propostas por Faria (1995) em nível de formações, cuja distribuição no DF é indicada na Figura 4.13. A sequência estratigráfica das formações de maior ocorrência no DF (Figura 4.13), quando analisada em conjunto com a compartimentação geomorfológica (Figura 4.9), evidencia que as chapadas elevadas que ocorrem no semidomo de Brasília são sustentadas predominantemente pelas formações Ribeirão da Contagem (MNPparc) e Serra da Meia Noite (MNPpasmn), que realizam contato brusco entre si (Campos et al., 2013). A formação Ribeirão do Torto (MNPpart), por sua vez, ocorre em quase a totalidade do núcleo do semidomo, sustentando regiões de rebaixamento intermediário (Plano Intermediário), e apresentam, no contato com a formação que a sobrepõe (MNPpasm), uma quebra de relevo característica, contemplada pelo compartimento geomorfológico denominado de Rebordo.

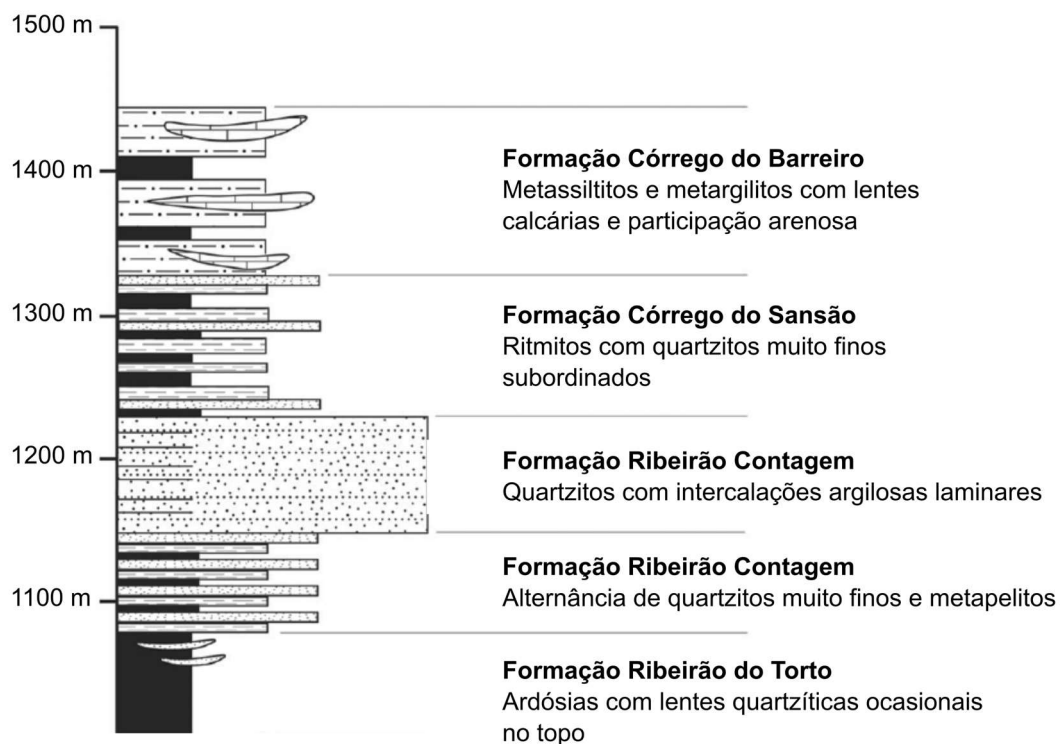


Figura 4.13 – Sequência estratigráfica das formações do Grupo Paranoá de maior ocorrência no DF. Modificado de Campos et al. (2013).

A formação Ribeirão do Torto, que embasa a área de estudo, é litologicamente constituída de ardósias, que quando alteradas apresentam tonalidades roxas e cinza esverdeadas quando mais homogêneas e frescas. Em geral, tais rochas apresentam-se com pouca integridade e, dado o seu caráter pelítico, é comum a ocorrência de foliações metamórficas, que resultam em clivagens ardosianas típicas (Campos et al., 2013). Por apresentarem baixa resistência a ação do intemperismo, não são facilmente observáveis afloramentos referentes a tal formação no DF, a não ser em casos específicos, como em feições erosivas (voçorocas e ravinas), ou escavações, tais como cortes para estradas ou ferrovias. Associadas às rochas da formação Ribeirão do Torto ocorrem camadas espessas de latossolo argilosos que as capeiam e, em casos mais raros, observam-se lentes brancas ou amareladas de quartzitos que podem apresentar espessuras métricas a decamétricas.

Localmente, no contexto do ACJC, as características gerais da formação MNPart supracitadas puderam ser observadas em estudos realizados na área. Pereira et al. (1997), por meio de uma campanha de amostragem realizada na área, puderam verificar, em uma sondagem mista, uma camada de latossolo até 27 m de profundidade, sobreposta a camadas de cascalho laterítico e de solo saprolítico de quartzito que recobrem uma lente quartzítica de 2,2 m de espessura e, por fim, a ardósia a 37,5 m de profundidade. Além disso, os autores salientam que o embasamento rochoso se apresenta, em geral, falhado, o que justifica o fato de apenas algumas sondagens atingirem as lentes de quartzito. A ocorrência de tais falhas pôde ser mapeada pela aplicação do método geofísico de GPR (“Ground Penetrating Radar”) (Pastore et al, 1998). Araújo (1996) também identificou, na região oeste do ACJC, afloramentos de ardósia em associação a lentes métricas quartzíticas de cor branca, além de formas referentes a clivagem ardosiana preservadas no solo. Devido à baixa resistência ao intemperismo das ardósias que compõem a formação em questão, verificou-se ainda a ocorrência de blocos soltos de quartzito branco na entrada do aterro, indicando que estes possivelmente originaram-se da erosão diferencial das ardósias.

4.7. PEDOLOGIA

O documento que sintetizou a pedologia do Distrito Federal, faz referência ao ano de 1978, tendo sido produzido pelo Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (SNLCS) a pedido da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (EMBRAPA, 1978). O documento em questão propôs a subdivisão dos solos do DF em classes pedológicas de acordo com a sua pedogênese e, portanto, das suas características químicas,

PEDOLOGIA

físicas, morfológicas e mineralógicas (EMBRAPA, 1978). As classes pedológicas propostas em EMBRAPA (1978) foram reclassificadas por Reatto et al. (2004) de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 1999), resultando no mapa mostrado na Figura 4.14.

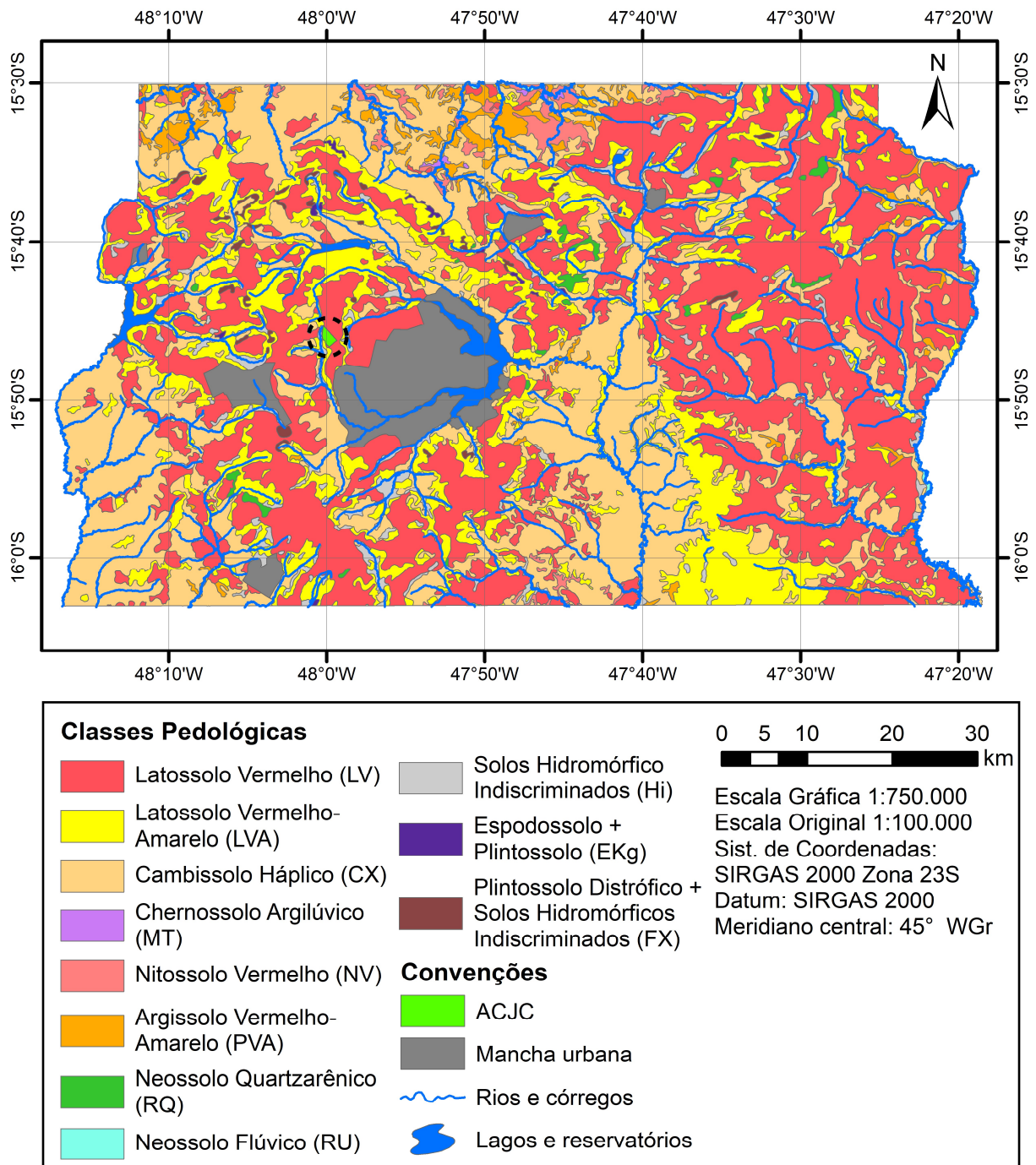


Figura 4.14 – Mapa pedológico do Distrito Federal. Dado de Reatto et al. (2004)

No DF, os Latossolos e Cambissolos representam as classes de maior abrangência, correspondendo juntos a cerca de 85,49% do território (Martins, 1998). Segundo o SiBCS (EMBRAPA, 2018), a classe dos latossolos é conceituada como solos cuja composição é mineral e que apresentam horizonte B latossólico imediatamente abaixo de demais horizontes superficiais, excetuando-se o hístico. No domínio do DF, ocorrem duas classes distintas de latossolo – Latossolo Vermelho (LV) e Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) – com abrangências de 38,63% e 15,84%, respectivamente, da área do DF. Os cambissolos (CX) abrangem cerca de 31% dessa área (Martins, 1998) e possuem sua pedogênese vinculada a ambientes distintos. Geomorfologicamente, a ocorrência de latossolos está relacionada a formas residuais de aplainamento. Nas regiões de topo de chapada, nos divisores que apresentam topos planos e na Bacia do Rio Preto, predominam a classe LV, enquanto em planos abaixo da Chapada da Contagem, na borda de divisores e chapadas, ocorre a Classe LVA, sempre associada a LV. A ocorrência de cambissolos, por outro lado, está geralmente associada a áreas com relevos ondulados e forte-ondulados, ou seja, nas vertentes das bacias do DF e nas encostas com maiores declividades da depressão do Paranoá e da bacia do Rio Preto (Reatto et al. 2004, Martins, 1998).

Na área onde se situa o ACJC, ocorrem as classes LV, LVA, CX e a classe de Solos Hidromórficos Indiscriminados (Hi) (Figura 4.15). Tipicamente, os latossolos são formados segundo um processamento que resulta em intensa intemperização, o que se traduz em características físico-químicas e mineralógicas específicas, compartilhadas por LV e LVA. Uma característica marcante destes é a intensa lixiviação de bases trocáveis e a remoção de sílica, levando a uma concentração de minerais do grupo da caulinita e óxidos e hidróxidos de ferro (goetita e hematita) e alumínio (gibbsita), em detrimento da ausência de minerais primários e secundários menos resistentes ao intemperismo (EMBRAPA, 2018, Reatto, 2004). Segundo EMBRAPA (1978), outras características predominantes nas classes LV e LVA e que resultam de aspectos pedogenéticos específicos são: pH ácido, teores baixos de silte, teor de argila razoavelmente homogêneo ao longo dos horizontes, elevado grau de floculação das argilas, baixa capacidade de troca de cátions (CTC), elevada profundidade e alta permeabilidade. Em contrapartida, a EMBRAPA (1978) se restringe a distinguir LV e LVA pelos seus diferentes matizes de cores. Salienta-se que as diferenças de tonalidade entre LV e LVA podem ser explicadas por diferenças específicas em suas composições mineralógicas. Martins (1998) identifica que LV ocorrendo em ambientes mais bem drenados (planaltos) e

LVA nos limites dessas áreas ou nas interfaces com corpos d'água (Figura 4.15) são indícios de que LVA seria o resultado da degradação de LV em regiões com maior atividade de água. Portanto, isso acarretaria uma dissolução preferencial da hematita em detrimento da goetita – para o LVA –, resultando em modificações de cor. De forma geral, tanto LV quanto LVA são classes de solos bem desenvolvidos, apresentando as maiores espessuras dentre as classes de ocorrência no DF (EMBRAPA, 1978).

Os cambissolos (CX), por outro lado, são classes de solos pouco desenvolvidos, e, portanto, apresentam baixa espessura (<70 cm) e presença de alguns minerais primários. Isso se justifica pois, em termos geomorfológicos, o fato destes estarem vinculados às áreas mais movimentadas (Rebordos e Escarpas) acarreta um predomínio do intemperismo físico em detrimento do químico (Martins, 1998). Tais classes ocorrem como manchas próximas as drenagens por onde correm os córregos adjacentes ao ACJC (Figura 4.15). Texturalmente, são argilosos ou médios e caracterizados por: presença de cascalho, altos teores de silte, baixa migração de argila ao longo do perfil e presença de fragmentos da rocha de origem nos horizontes mais profundos (ZEE, 2011).

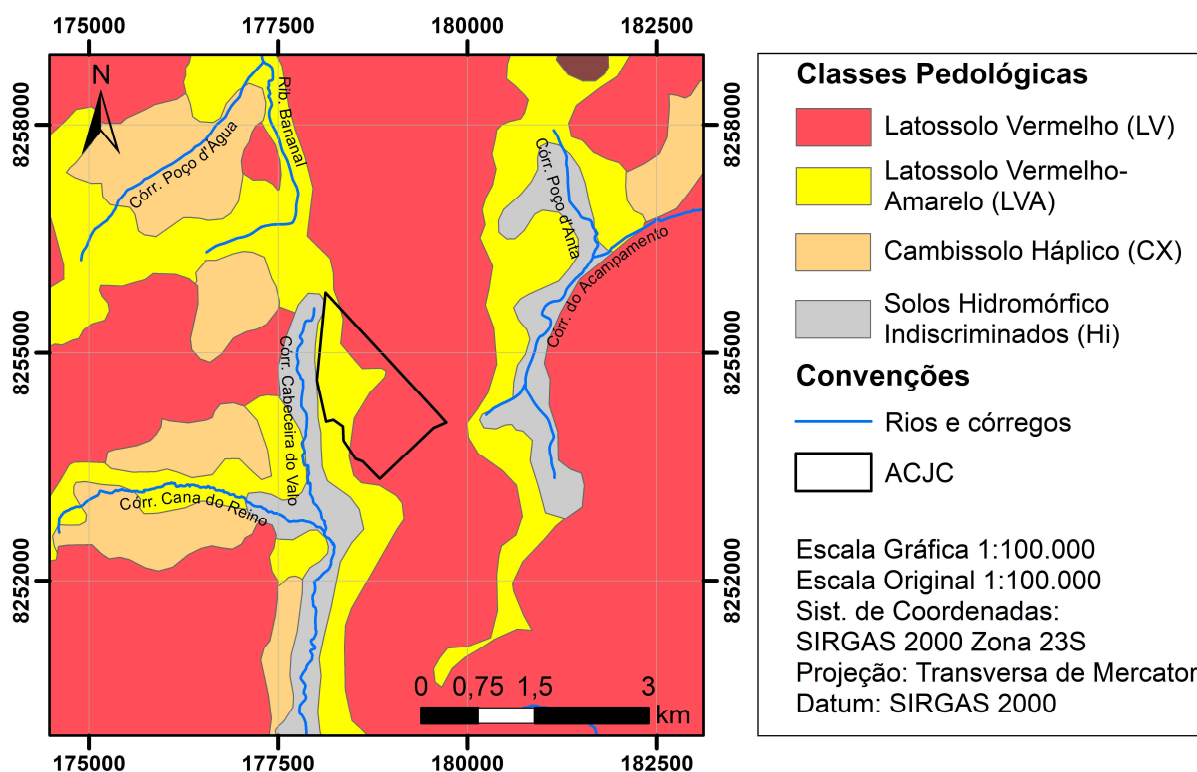


Figura 4.15 – Classes de solo na área ocupada pelo ACJC e adjacências. Dados de Reatto et al. (2004).

Além da ocorrência das classes LV, LVA e CX, que predominam no DF, observa-se também que, margeando o córrego Cabeceira do Valo e do Acampamento, a classe de solos Hidromórficos está presente, abrangendo os Gleissolos e Espodossolos. A classe em questão caracteriza-se por ocupar áreas de depressão, nas quais inundações são frequentes, possuindo, portanto, drenagem débil (Reatto et al., 2004). Tipicamente, são solos com um alto teor de matéria orgânica, elevada CTC, e, estando próximo a áreas sujeitas a inundações, são facilmente distinguíveis pela presença de horizontes com coloração acinzentada, fruto da redução dos óxidos de ferro (ZEE, 2011).

No contexto da área de estudo, foi preponderantemente estudada a ocorrência de LV e LVA. As descrições já realizadas encontram-se em consonância com as características gerais supracitadas. Com relação ao perfil de material poroso, os estudos realizados na área tendem a concordar que ocorrem camadas espessas e homogêneas de latossolo (LV e LVA) com coloração avermelhada sobre o embasamento rochoso formado por ardósias (Formação Ribeirão do Torto) (Franco, 1996; Araújo, 1996; Santos, 1996; Pereira et al. 1997; Água & Terra, 2006). Porém, cabe salientar os relatos da ocorrência de camadas distintas sobrepostas por tais latossolos. Ocorrem, principalmente, camadas de solos saprolíticos de ardósia – silte argiloso roxo/branco/marrom – e quartzito – areia fina amarelada/branca – de menor espessura, ambos transicionando de forma brusca com os latossolos subjacentes (Franco, 1996; Pereira et al. 1997; Água & Terra, 2006). Porém, a transição entre LV/LVA e as camadas saprolíticas pode ocorrer passando por um nível de cascalho laterítico (Pereira et al., 1997).

Com relação a LV e LVA, relata-se que sua espessura pode variar desde poucos metros até 25 m a 30 m a depender do local do aterro (Pereira et al., 1997; Água & Terra, 2006), enquanto que as demais camadas ocorrem com espessuras menores, não excedendo 4 m para os saprolitos (Franco, 1996) e 2m para o cascalho laterítico (Pereira et al., 1997). Observa-se que as maiores profundidades dos latossolos tem sua ocorrência nas porções mais elevadas da área (Água & Terra, 2006). Em termos mineralógicos, Santos (1996) pôde verificar semiquantitativamente – por difratometria de Raio-X – a presença de gibbsita (53 a 17%) decrescendo com a profundidade, caulinita (5 a 16%), crescendo com a profundidade e teores de hematita e goetita variando entre 4 a 16% ao longo do perfil. Tais padrões e valores já foram verificados para latossolos similares ao da área em estudo (Guimarães, 2002). Além disso, os latossolos da área são caracterizados por possuírem predomínio da fração argila (>50%) e alta porosidade (>60%), ao mesmo tempo em que podem indicar a presença de frações granulométricas referentes à areia

HIDROGEOLOGIA

que não representam a dimensão real dos grãos, mas sim, a existência de um estado de agregação das partículas de menor diâmetro, fruto da presença abundante de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (Santos, 1996).

4.8. HIDROGEOLOGIA

A hidrogeologia do DF pode ser segmentada em aquíferos freáticos e profundos (Campos & Gonçalves, 2015). Por sua vez, os aquíferos freáticos contemplam os de domínio intergranular, ou poroso, e os profundos abrangem aqueles do domínio Fraturado e Fraturado-Cárstico (Campos & Freitas-Silva, 1998). De maneira a retratar a especificidade e diversificação dos aquíferos nos domínios em questão, é utilizada a divisão em sistemas e subsistemas, conforme a Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Síntese da hidrogeologia do Distrito Federal. Adaptado de Campos & Gonçalves (2015) e Castanheira (2016).

Grupo	Domínio	Sistema	Subsistema	Vazão Média (m ³ /h)	Litologia/Solo predominante	
Freático	Intergranular	P ₁		< 0,8	Latossolo Arenoso e Neossolo Quartzarênico	
		P ₂	-	< 0,5	Latossolo Argiloso	
		P ₃		< 0,5	Plintossolos e Argissolos	
		P ₄		< 0,3	Cambissolo e Neossolo Litólico	
Profundo	Fraturado		S/A	12,5	Metassiltitos	
		Paranoá	A	4,5	Ardósias	
			R ₃ /Q ₃	12,0	Quartzitos e metarritmitos arenosos	
			R ₄	6,5	Metarritmitos argilosos	
		Canastra	F	7,5	Filitos micáceos	
		Bambuú (topo)	-	6,0	Siltitos e arcóseos	
		Araxá	-	3,5	Mica xistos	
		Fraturado-Cárstico	Paranoá	PPC	9,0	Metassiltitos e lentes de mármore
	Canastra		F/Q/M	33,0	Calcifilitos, quartzitos e mármore	
	Bambuú (base)		-	-	Lentes de calcários	

O domínio dos aquíferos freáticos no DF é caracterizado pelos solos e rochas em processo de alteração e incluem a transição entre a zona não saturada e a zona saturada. A recarga desse aquífero se dá primordialmente pela infiltração dos volumes precipitados, ao passo que os seus exultórios podem ser diversos: exultórios de encostas, formando fontes de contato (entre o solo

e a rocha menos permeável) e depressão (a superfície piezométrica aflora na vertente), fontes de barramento (ocasionado pela intercepção da camada de solo por rocha aflorante), alimentação dos aquíferos fraturados ou para a atmosfera por evapotranspiração (na ocorrência de áreas densamente vegetadas) (Barros, 1993; Campos & Freitas-Silva, 1998). Os principais parâmetros que caracterizam os aquíferos desse domínio são as suas espessuras e a condutividade hidráulica dos materiais que os constituem (ZEE, 2011). A proposição dos subsistemas P1, P2, P3 e P4 foi feita por Campos & Freitas-Silva (1998), na qual o sistema P1 é o que possui maior disponibilidade dentre os demais, dada a alta condutividade hidráulica ($> 10^{-6}$ m/s) e espessura (>20 m) do meio poroso que o constitui. A distinção entre P1 e P2 é com relação a textura, sendo que P2 apresenta textura mais argilosa, o que se traduz, portanto, em uma menor condutividade hidráulica ($\approx 10^{-6}$ m/s). O sistema P3 caracteriza-se por menores espessuras (<10 m) e condutividades hidráulicas ($<10^{-6}$ m/s). Por fim, P4 é o sistema menos espesso e permeável, abrangendo os Cambissolos e Neossolos Litólicos, que possuem ocorrência associada, apesar dos últimos não serem cartografados no mapa pedológico apresentado. É evidente que a distribuição de tais sistemas no DF está intimamente relacionada aos distintos compartimentos geomorfológicos e as formações geológicas dos quais estes se originaram, determinando as suas espessuras e a permeabilidades.

No que concerne o grupo de aquíferos profundos, estes podem ocorrer em domínios fraturados ou fissuro-cársticos, sendo os primeiros mais predominantes no DF (Figura 4.16). No domínio fraturado, as águas são armazenadas em descontinuidades planares, tais como, planos de fraturas, diaclases, juntas, zonas cisalhadas e falhamentos, e originam-se principalmente do fluxo vertical e lateral das águas de infiltração advindas do domínio poroso. Tais espaços são classificados como porosidades secundárias, uma vez que estes, devido ao processo de litificação e metamorfismo, apresentam-se preenchidos. Devido a sua existência estar condicionada a tais estruturas geológicas, o domínio em questão apresenta alta anisotropia e heterogeneidade, podendo ser livres ou confinados, e de espessura variável (alguns metros a centenas de metros) (Freitas-Silva & Campos, 1998). De menor ocorrência, o domínio Físsuro-Cárstico refere-se às rochas carbonáticas com ocorrência lenticular e continuidade lateral restrita, entremeadas por litologias de baixa permeabilidade. As cavidades oriundas da dissolução dessas rochas não chegam a originar formações cársticas típicas, devido à baixa dimensão de suas aberturas, porém, atribuem-se vazões expressivas a tal domínio, como evidenciado pelo subsistema F/Q/M (Tabela 4.1) (ZEE, 2011).

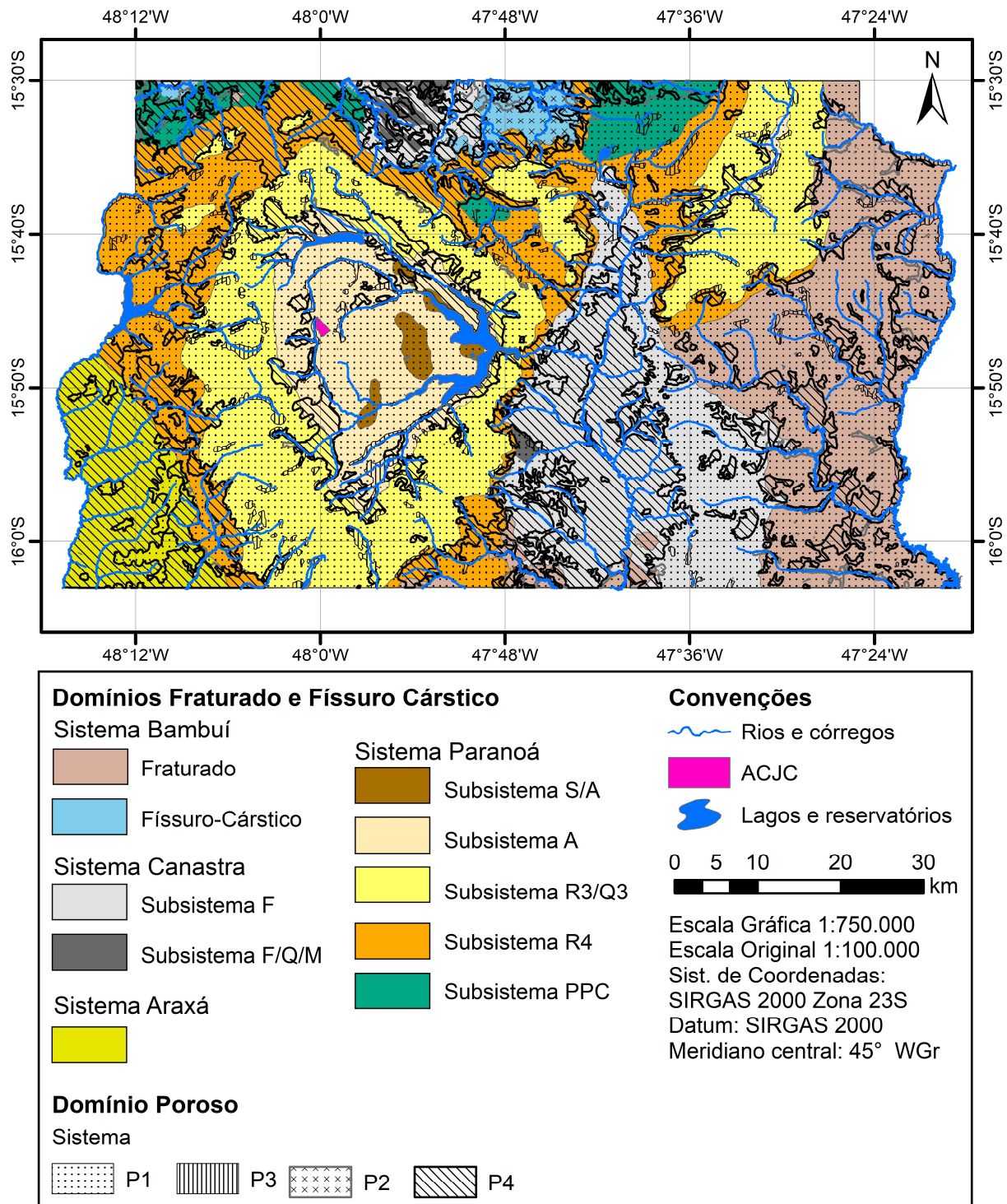


Figura 4.16 – Mapa hidrogeológico do Distrito Federal. Fonte: ZEE (2011)

No âmbito da área de estudo (Figura 4.17) é possível visualizar a ocorrência de três tipos de sistemas aquíferos porosos: P1, P3 e P4. Os sistemas P1, P3 e P4 fazem referência às classes de solo LV/LVA, CX e Hi, respectivamente, sendo que o ACJC situa-por inteiro em P1. Os latossolos que compõem o sistema em questão são reconhecidamente espessos, conforme já

mencionado. Adicionalmente, a sua elevada permeabilidade, que permite classificá-los como P1, está relacionada a sua porosidade, resultante da profunda intemperização com a qual se deu a formação dos solos que o constituem. De forma geral, os latossolos no DF possuem condutividades hidráulicas verticais variando entre 10^{-3} e 10^{-6} m/s, e em diversas ocasiões possuem horizontes mais permeáveis que se sobrepõem a horizontes menos permeáveis, gerando certa tendência a um maior escoamento lateral dos volumes de água precipitados e infiltrados (Gonçalves, Lohe & Campos, 2015). Santos (1996) relata condutividades hidráulicas de $2 \cdot 10^{-5}$ a $4 \cdot 10^{-5}$ m/s em ensaios de rebaixamento realizados em furos locados na região interna ao limite do aterro, em profundidades abaixo da camada de resíduos. Pereira et al. (1997), em ensaios de infiltração realizados em furos de sondagens locados na área, relatam valores ligeiramente menores, da ordem de 10^{-6} m/s para tais solos, e para os solos saprolíticos de ardósia e quartzito, valores da ordem de 10^{-8} e 10^{-5} m/s, respectivamente.

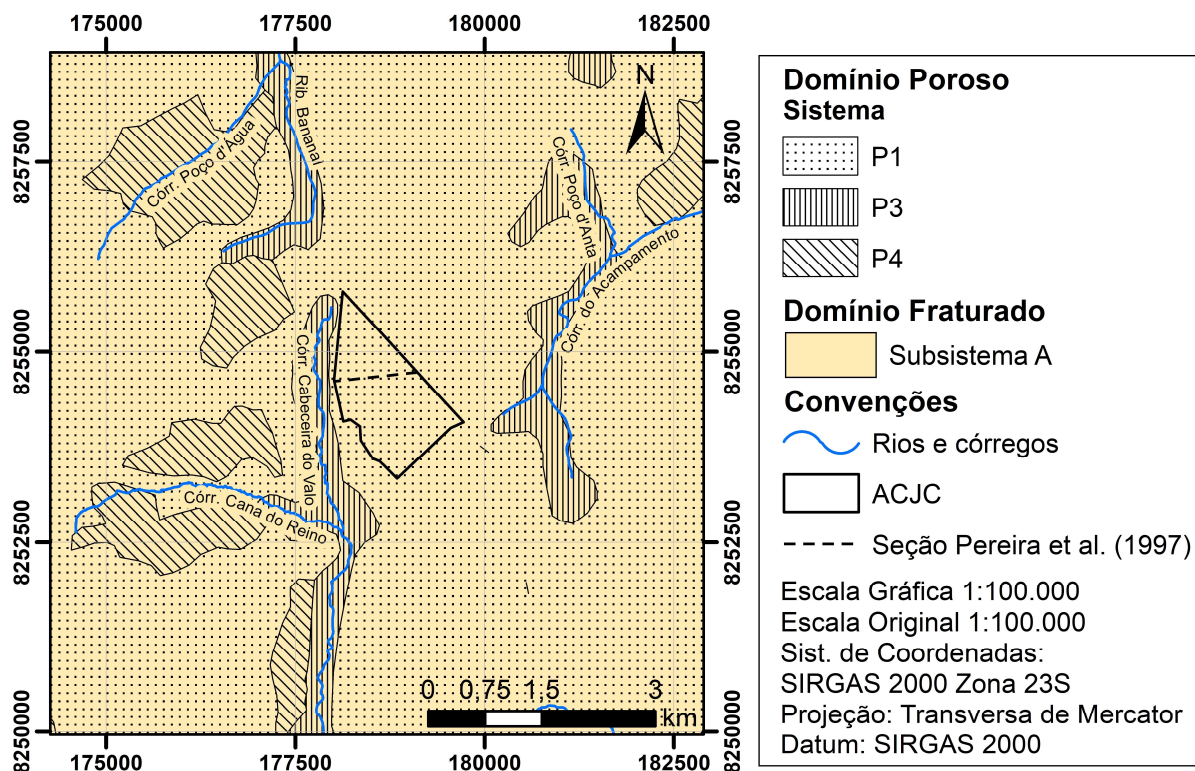
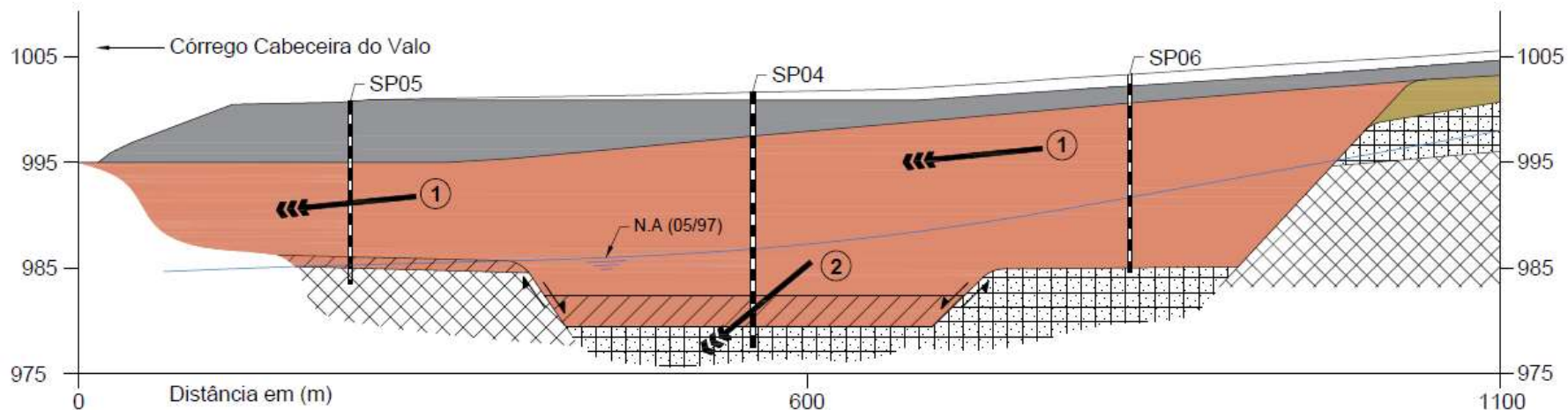


Figura 4.17 – Compartimentos hidrogeológicos na área do ACJC e adjacências. Dados de ZEE (2011).

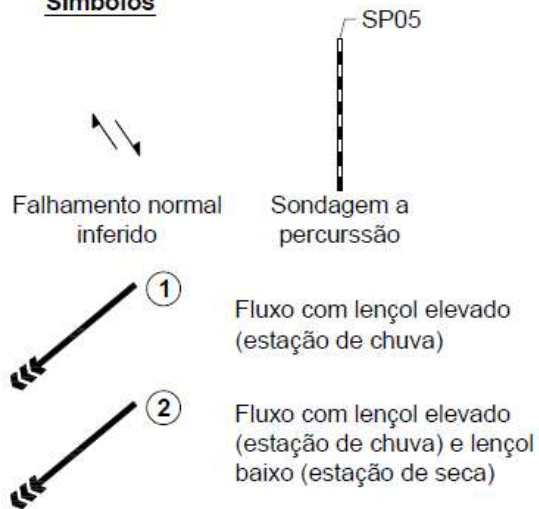
Os sistemas P3 e P4 fazem referência a classes de solo cuja formação está vinculada à presença frequente de nível d'água próximo à superfície, e o predomínio do intemperismo físico em detrimento do químico, respectivamente. Esses sistemas estão condicionados às feições

relacionadas às drenagens associadas aos córregos Cabeceira do Valo e do Acampamento, caracterizando-se pela baixa permeabilidade e pequena espessura.

Os sistemas porosos que ocorrem na área do ACJC e adjacências estão embasados pelo domínio fraturado (Subsistema A), referente às ardósias da Formação Ribeirão do Torto. A presença dos horizontes espessos referente ao sistema P1, representa uma importante fonte de recarga para o Subsistema A. As características intrínsecas dos compartimentos hidrogeológicos existentes permitem a formulação de modelos conceituais hidrogeológicos, que descrevem o regime de fluxo nesses compartimentos. O ZEE (2011) propõe quatro modelos distintos que descrevem como os diversos compartimentos existentes no DF se relacionam em termos do fluxo subterrâneo de águas. Pereira et al. (1997) propôs um modelo local, específico para o ACJC, baseando-se na distribuição estratigráfica observada, as propriedades hidráulicas dos compartimentos existentes e o nível freático medido (Figura 4.18) – indicado pela linha pontilhada na Figura 4.17. Nesse modelo os solos lateríticos porosos e os saprolíticos de quartzito apresentam comportamento hidráulico similar, ou seja, são camadas permeáveis pelas quais as águas oriundas da precipitação se infiltram e escoam em subsuperfície. O fluxo inferido pelo nível d'água ocorre no sentido do Córrego Cabeceira do Valo, porém, com as seguintes particularidades sazonais: a) No período chuvoso, com o lençol acima do topo da camada de ardósias, o fluxo subterrâneo ocorre pelas camadas permeáveis acima da camada de cascalho laterítico, existindo também um vetor direcionado às camadas permeáveis que preenchem a região entre falhas (*grabens*). Portanto, as linhas de fluxo ocorrem tanto normais ao vale do córrego Cabeceira do Valo, quanto na direção dos grabens, desviadas pelas camadas de ardósia de baixa permeabilidade; b) Na seca, com o nível abaixo do topo da camada de ardósia, o fluxo acontece unicamente pelo solo que preenche os grabens, uma vez que as ardósias atuam como barreira de baixa permeabilidade (Pereira et al., 1997). Segundo os autores, tal modelo permite explicar o fato de que certos poços secam e outros não (aqueles perfurados nos grabens, ex. SP04), na época de seca.



Símbolos



	Tipo de material	Descrição	Cond. hidráulica
	Solo de cobertura	Argila siltosa laterítica	-
	Resíduos	-	-
	Solo coluvionar laterítico	Argila arenosa, muito porosa, vermelho escuro, LG*	$\approx 10^{-6}$ m/s
	Solo residual laterítico	Argila arenosa, pouco porosa, vermelho escuro, LG*	$\approx 10^{-6}$ m/s
	Cascalho laterítico	Cascalho argiloso, marrom escuro	-
	Solo saprolítico de quartzito	Areia fina, amarelada, NA*	$\approx 10^{-5}$ m/s
	Solo saprolítico de ardósia	Silte argiloso, roxo/branco/marrom, NS*	$\approx 10^{-8}$ m/s

* Classificação de solos MCT (Nogami & Villibor, 1997)

Figura 4.18 – Modelo hidrogeológico para a região do ACJC proposto por Pereira et al. (1997)..

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1. ESTRUTURA METODOLÓGICA GERAL DA DISSERTAÇÃO

A estrutura metodológica da dissertação está subdividida em duas grandes etapas, conforme explicitado pela Figura 5.1, que se prestam ao cumprimento dos objetivos gerais desta dissertação. Essas etapas subdividem-se em sub etapas, as quais serão detalhadas nas próximas seções deste capítulo.

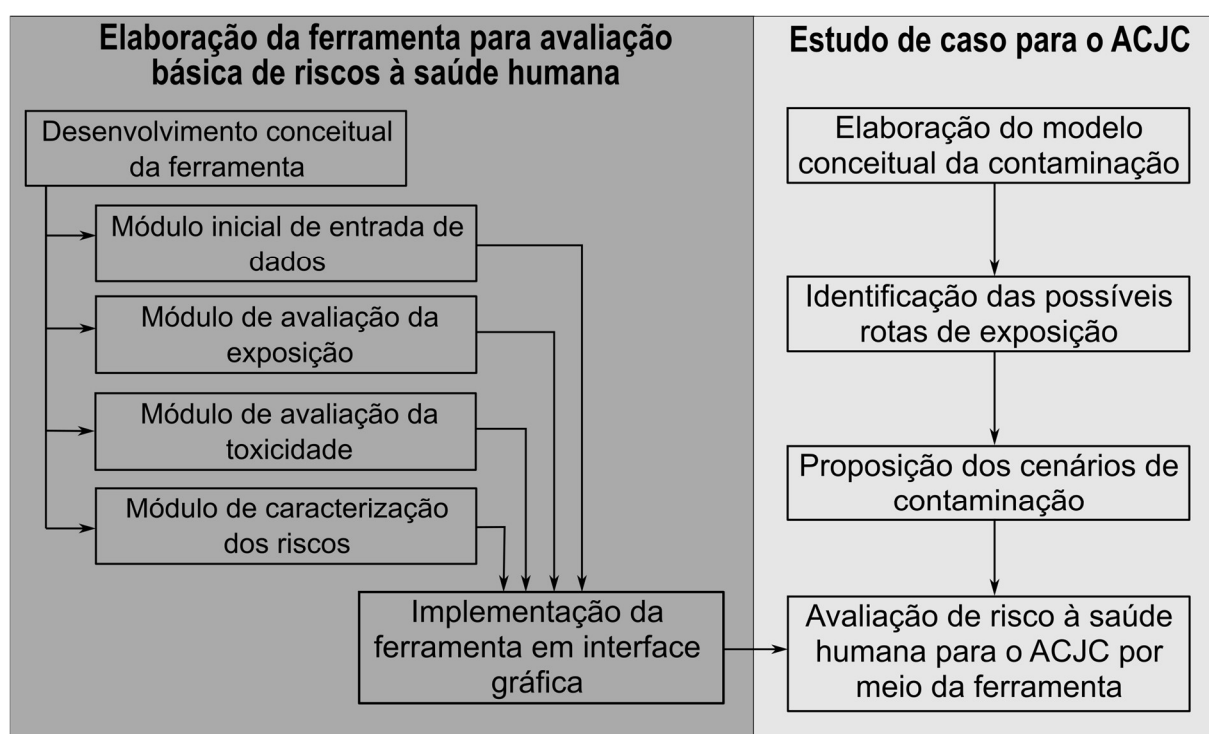


Figura 5.1 – Estrutura metodológica geral da dissertação

5.2. DESENVOLVIMENTO CONCEITUAL DA FERRAMENTA

A ferramenta proposta foi concebida com base na metodologia para avaliação básica de riscos à saúde humana proposta em USEPA (1989a), cuja fundamentação teórica foi previamente apresentada no Capítulo 3 da presente dissertação. Às etapas propostas por USEPA (1989a) foram atribuídos módulos, para os quais, primeiramente, foram elaborados modelos conceituais que auxiliaram na posterior implementação da ferramenta em uma interface gráfica.

O primeiro módulo, denominado Módulo Inicial, apresenta-se conceitualmente descrito de acordo com o fluxograma indicado pela Figura 5.2. Nesse módulo, o usuário introduz os dados de entrada principais para dar início à utilização da ferramenta. Estes dados consistem na

DESENVOLVIMENTO CONCEITUAL DA FERRAMENTA

distribuição da contaminação nos compartimentos ambientais e dos polígonos que representam as possíveis zonas de exposição a tais compartimentos. Esses dados são introduzidos por meio de arquivos – cujo diretório é armazenado pela ferramenta – que podem ser visualizados, para fins de verificação de conteúdo. Alternativamente, é possível introduzir um arquivo de dados que representa um projeto previamente salvo, que, uma vez introduzido, permite dar continuidade a esse projeto a partir do ponto em que foi salvo. Por fim, o módulo em questão direciona o usuário para quaisquer um dos demais módulos. No caso, pressupõe-se que a etapa de coleta e avaliação de dados – etapa primária da USEPA (1989a) – foi devidamente conduzida e que os dados que dão entrada do Módulo Inicial resultam dela.

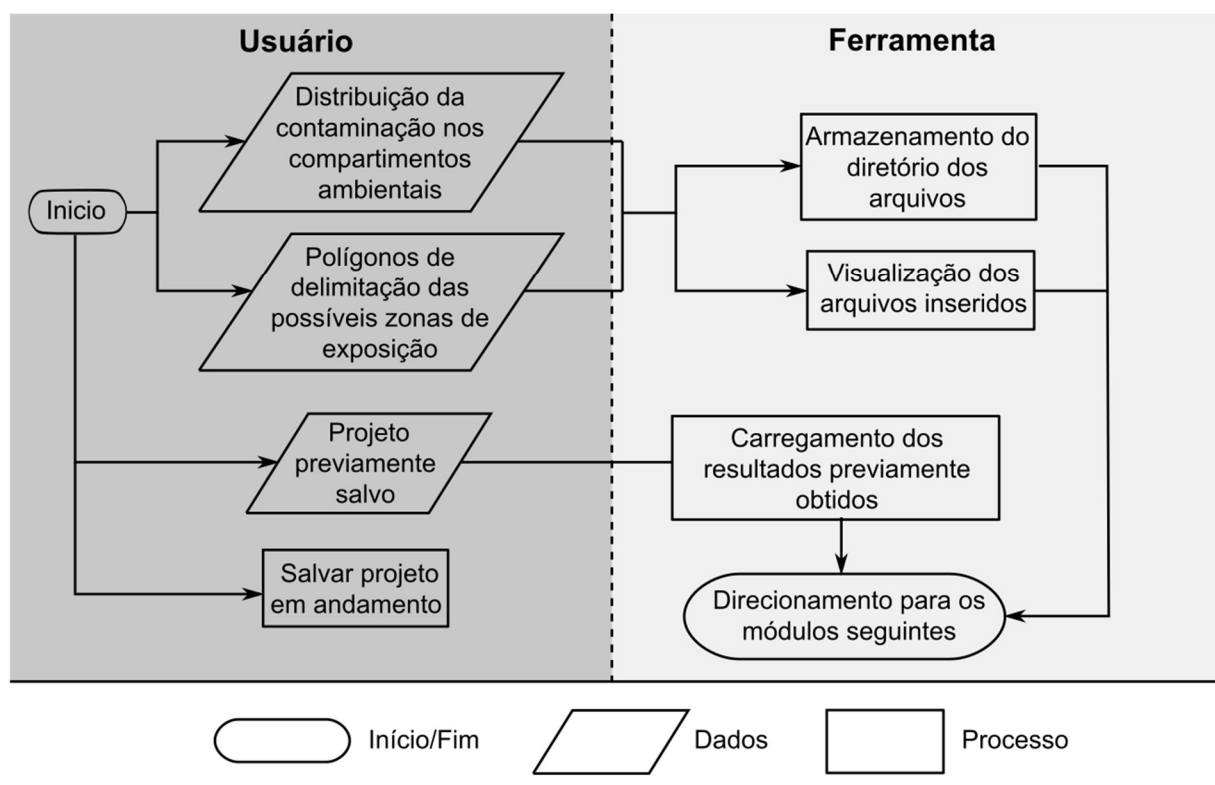


Figura 5.2 – Fluxograma conceitual do Módulo Inicial

O módulo que sucede ao Módulo Inicial é referente a etapa de avaliação da exposição, resumido pela Figura 5.3 e denominado de Módulo de Avaliação da Exposição. Esse módulo resulta na quantificação da exposição, objetivo principal estabelecido pela USEPA (1989a) para a etapa a que se refere.

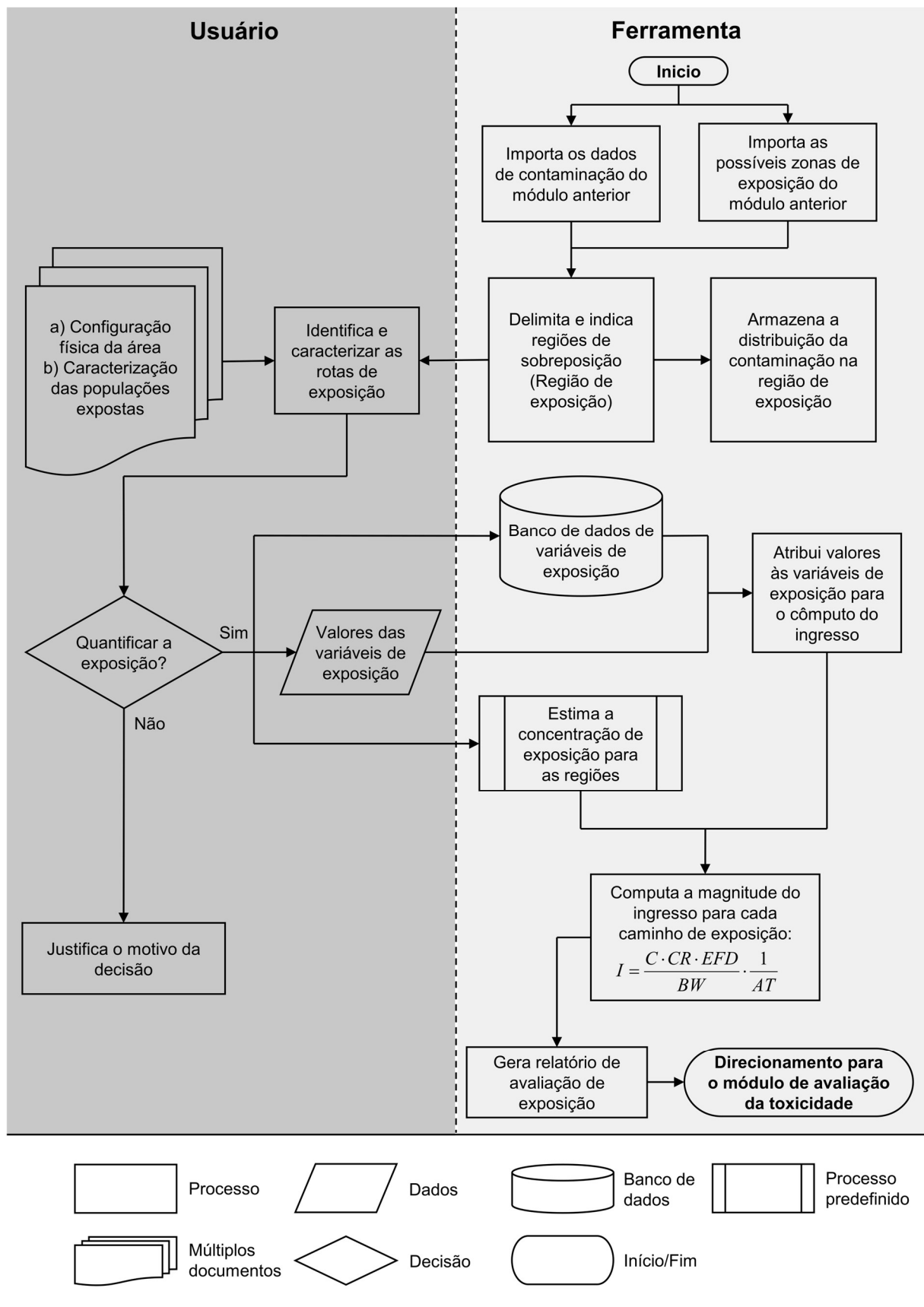


Figura 5.3 – Fluxograma conceitual do Módulo de Avaliação da Exposição

Primeiramente, pela sobreposição entre a distribuição espacial da contaminação nos compartimentos ambientais e as possíveis zonas de exposição – nas quais há a presença de indivíduos – ficam definidas as zonas de exposição. A distribuição das concentrações dos contaminantes nessas zonas é computada e armazenada. De acordo com a caracterização do meio físico e das populações expostas nas zonas delimitadas, os caminhos de exposição devem ser definidos e caracterizados pelo usuário. Dessa forma, havendo a possibilidade desse caminho de exposição acarretar riscos à saúde para os indivíduos, a quantificação de tal exposição deve ser realizada. Nesse caso, devem ser estabelecidos os valores das variáveis de exposição – apresentadas ao longo do Capítulo 3 –, o que pode ser realizado tanto com a entrada de valores específicos pelo usuário, como pela utilização de valores típicos, oriundos de um banco de dados interno da ferramenta. Os dados que alimentam a formação desse banco contemplam documentos utilizados pela USEPA, tais como: a) O manual de fatores de exposição (USEPA, 2011); b) O guia suplementar de avaliação de risco devido à exposição dermal (USEPA, 2004a); c) O guia suplementar para obtenção de valores orientadores para solos (USEPA, 2002); d) O guia suplementar para condução de avaliações de riscos devido à misturas químicas (USEPA, 2000).

Em paralelo, segundo um processo pré-definido, a ferramenta realiza estimativas da concentração de exposição, a partir da distribuição espacial dos contaminantes para as zonas de exposição em análise. Por fim, quantifica-se a magnitude do ingresso do contaminante para cada caminho de exposição definido e caracterizado. A depender das características do caminho de exposição, o ingresso é calculado de formas distintas – Eqs. (3.2), (3.3), (3.14) e (3.17) – e isto é previsto pelo módulo. Os resultados dessa quantificação são resumidos de forma tabular em um relatório gerado pela ferramenta.

Por conseguinte, uma vez quantificadas as exposições para cada um dos caminhos de exposição e espécies químicas, é necessário obter as informações de toxicidade acerca destas, com as quais o risco poderá ser caracterizado. O módulo de toxicidade é conceitualmente descrito tal como na Figura 5.4. Nesse módulo, primeiramente, os caminhos cuja exposição foi quantificada no módulo anterior são importados. Uma vez que o usuário identifica o caminho de exposição para a qual o valor de toxicidade será estimado, são apresentadas informações de toxicidade (para efeitos cancerígenos e não-cancerígenos) oriundos de um banco de dados interno da ferramenta. Esse banco de dados contém informações de toxicidade oriundos do IRIS (“Integrated Risk Information System”), que é um projeto da USEPA cuja missão é identificar e caracterizar o

perigo à saúde humana referente a espécies químicas encontradas no meio ambiente. O IRIS é a principal fonte de dados tanto da USEPA quanto de diversas organizações internacionais (USEPA, 2019). Ainda que este contemple uma ampla quantidade e variedade de espécies químicas, há casos em que essas informações ainda não foram disponibilizadas. Assim, o usuário deve recorrer à outras fontes, caso almeje dar continuidade à avaliação quantitativa do risco, ou conduzi-la de forma qualitativa. Por fim, as informações de toxicidade para os caminhos de exposição são armazenadas e o direcionamento é dado para o módulo final, de caracterização dos riscos.

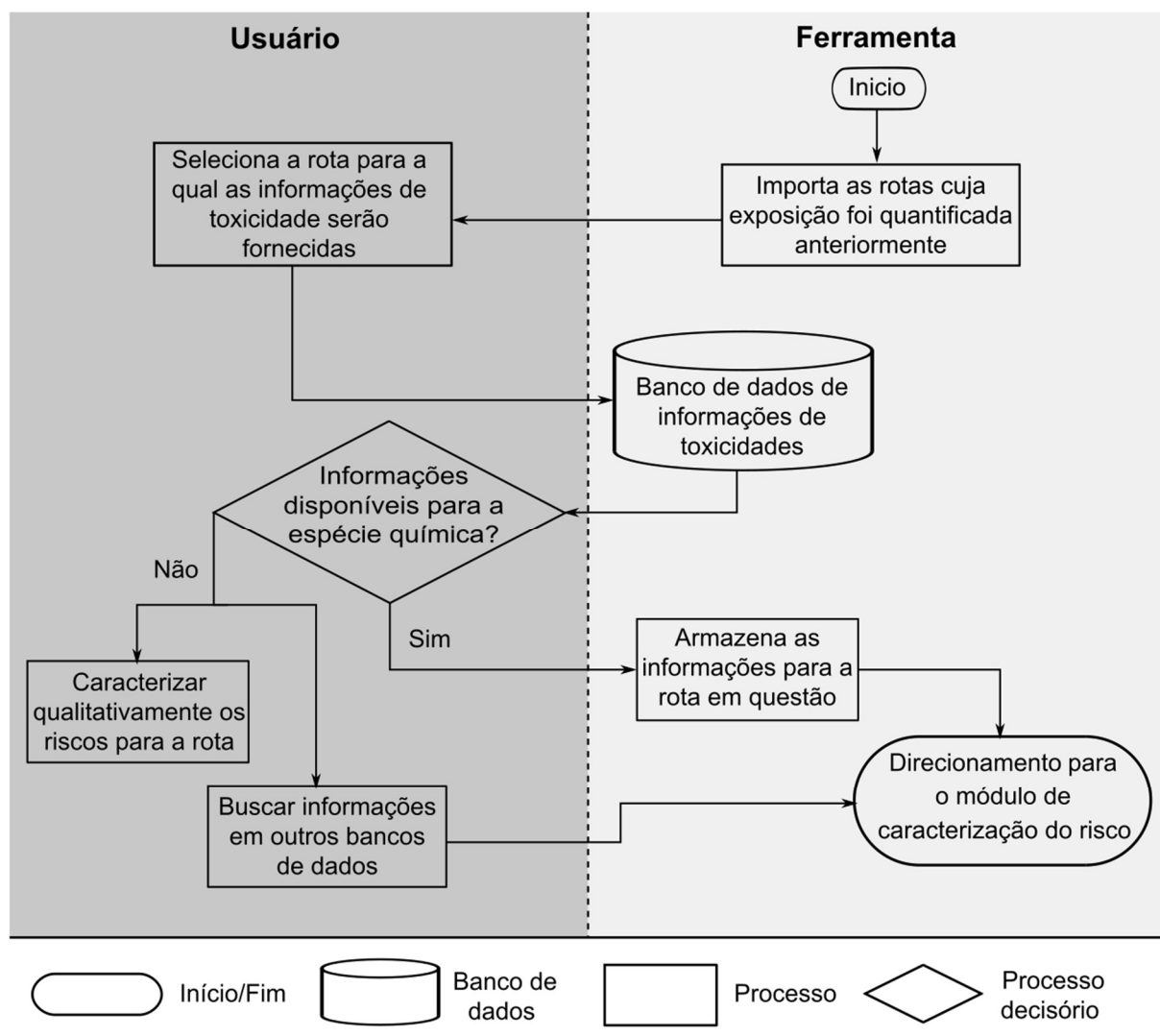


Figura 5.4 – Fluxograma conceitual do Módulo de Avaliação da Toxicidade

Por fim, o módulo final, a partir do qual os riscos à saúde humana são caracterizados, é conceitualmente detalhado conforme a Figura 5.5. Nesse módulo os riscos são caracterizados

para cada zona de exposição para as quais foram quantificadas as exposições e determinados os valores de toxicidade nos respectivos módulos anteriores.

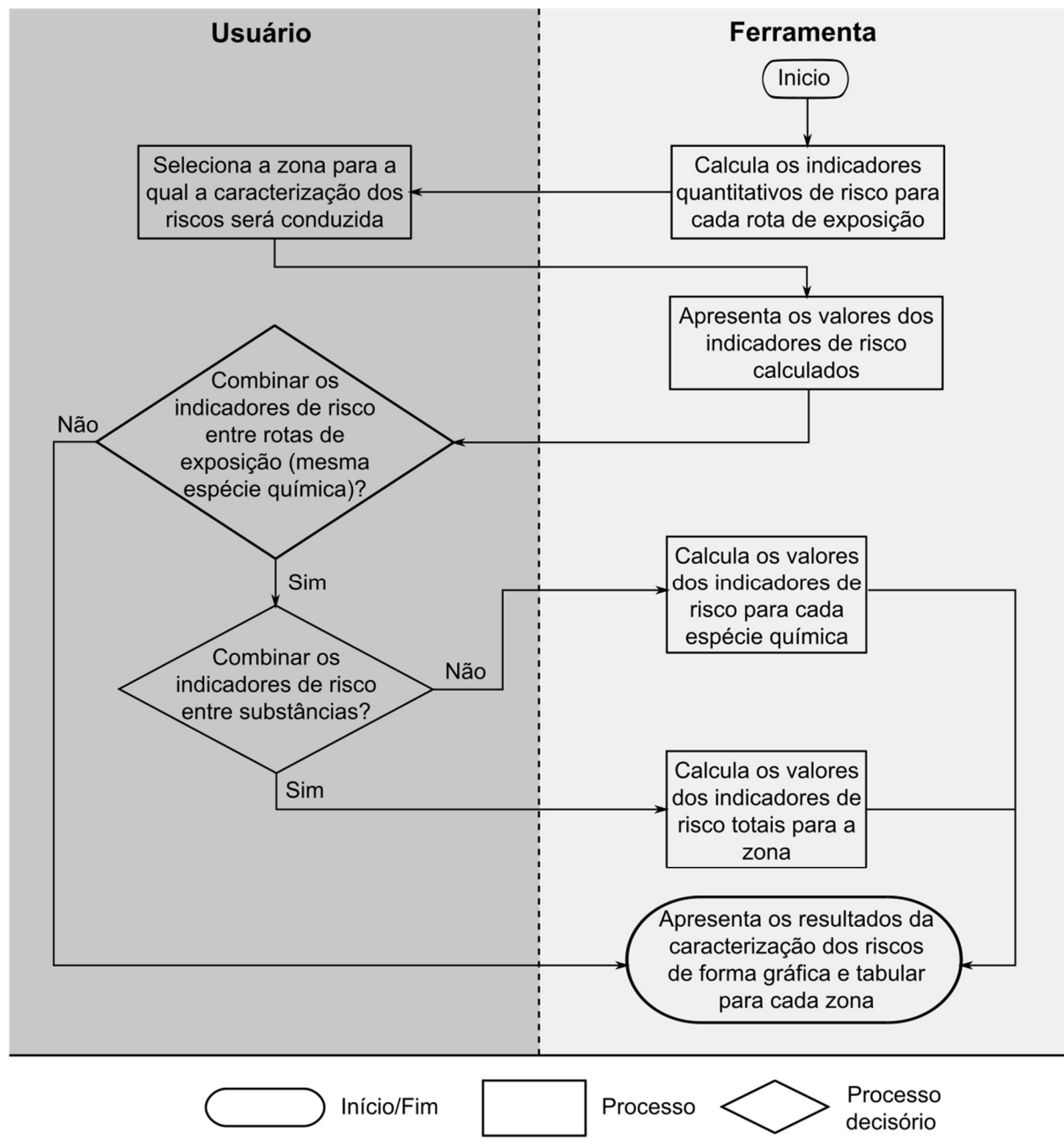


Figura 5.5 – Fluxograma conceitual do Módulo de Caracterização dos Riscos

Assim, a ferramenta realiza inicialmente o cálculo dos indicadores quantitativos de risco à saúde humana – quocientes de risco e risco de câncer – para a espécie química contemplada pelos caminhos de exposição. A caracterização de risco é realizada por zonas de exposição, e, dessa forma, uma vez selecionada a zona para a qual a caracterização será realizada, são apresentados os valores individuais – para cada caminho de exposição e espécie química – dos indicadores

de risco. Salienta-se que, a exposição à uma mesma substância, em determinada zona, pode ocorrer por diversos caminhos de exposição, e, nesse caso, deve ser decidido para quais destes os indicadores serão combinados. Ainda, para uma zona, é necessário decidir se há a possibilidade de que indicadores de risco para exposição a espécies químicas distintas devem ser combinados, o que está condicionado aos efeitos potenciais que estas produzem. Por fim, o resultado das combinações mencionadas é apresentado em tabelas e gráficos para as zonas de exposição, que também ilustram a contribuição das parcelas individuais, relativas a cada caminho de exposição, nessas combinações.

5.3. IMPLEMENTAÇÃO DA FERRAMENTA EM INTERFACE GRÁFICA

Partindo do desenvolvimento conceitual previamente apresentado, foi possível realizar a implementação dos módulos referentes às etapas de avaliação de risco à saúde humana em interfaces gráficas. Estas cumprem a função de estabelecer os vínculos entre os usuários da ferramenta, por meio de elementos de interface específicos, e as funcionalidades desta. Como uma diretriz geral, foi estabelecido que a ferramenta deveria possuir ampla disponibilidade de acesso. Assim, prezou-se pela utilização de bibliotecas de extensões de acesso livre e a utilização de formatos de arquivos de entrada e saída que possuíssem ampla popularidade.

O desenvolvimento das interfaces gráficas se deu na linguagem Visual Basic .NET (VB.NET) utilizando o ambiente de desenvolvimento integrado Microsoft® Visual Studio 2017 (VS2017) versão Community, que é disponibilizado gratuitamente pela Microsoft®. Assim, a utilização da ferramenta por terceiros fica condicionada a instalação da plataforma de desenvolvimento e execução de sistemas e aplicações denominada de Microsoft® .NET Framework (.NET), que vem pré-instalada juntamente com o sistema operacional Windows e necessária para a execução de diversas funcionalidades deste. No VS2017 a ferramenta foi criada como um tipo de projeto específico denominado de “*Windows Form App*”, na qual cada um dos módulos é uma classe do tipo Formulário Windows (“*Windows Form*”) em que se vinculam controles que permitem a interação usuário/ferramenta. Além dos formulários principais, que representam os quatro módulos descritos na seção anterior, existem ainda formulários vinculados a estes, os quais realizam processos auxiliares. No total, a ferramenta possui quatro formulários principais e 19 formulários auxiliares, em que grande parte destes são formulários auxiliares ao formulário principal de avaliação da exposição.

No módulo inicial – Figura 5.2 – as principais entradas de dados são arquivos que descrevem a distribuição espacial das concentrações de uma espécie química em determinado meio e os polígonos de delimitação das possíveis zonas de exposição.

O primeiro caso, compreende um arquivo de dados do tipo matricial (“*raster*”), no qual o domínio de abrangência dos dados é composto por uma malha de elementos (“*pixels*”), que armazenam os valores de concentração na posição de cada um destes. O formato de arquivo para a entrada desses dados foi definido como sendo (.asc), que é um formato de arquivo de texto que pode ser facilmente aberto, gerado e editado em editores de texto genéricos. Os polígonos que delimitam as possíveis zonas de exposição, referentes a um cenário de uso e ocupação, dão entrada na ferramenta proposta como arquivos do tipo vetoriais. O formato adotado para esses arquivos é o (.shp), desenvolvido pela Esri[®], que permite a descrição de geometrias (pontos, polígonos, linhas) e o estabelecimento de atributos para cada uma destas que compõem o arquivo. No caso, os atributos adotados para as zonas de exposição são um algarismo identificador e um texto que descreve a classe de uso e ocupação. Ambos os formatos de arquivos supracitados (.asc e .shp) representam informações geoespaciais que devem estar referenciadas segundo um sistema de coordenadas. No caso, as informações acerca desse sistema são armazenadas em um arquivo com o mesmo nome do arquivo de dados, porém, com formato (.prj), Salienta-se que os principais programas voltados para Sistemas de Informações Geográficas (SIG) – tanto gratuitos quanto pagos – possuem a capacidade de exportar arquivos com os formatos escolhidos para os arquivos de entrada da presente ferramenta (.asc, .shp, .prj).

A manipulação dos dados geoespaciais de entrada se dá primordialmente no módulo de avaliação da exposição. No caso, para a implementação disso foi utilizada a Interface de Programação de Aplicações (API) denominada de MapWinGIS, com a qual é possível utilizar recursos e funcionalidades de sistemas de informações geográficas para formulários do Windows. O MapWinGIS é uma API de acesso livre e gratuito e suporta o desenvolvimento de aplicações em linguagens de programação diversas (VB.NET, C#, Delphi). No caso, essa API protagonizou nas etapas iniciais do módulo de avaliação da exposição – Figura 5.3 – quando da necessidade de obtenção das regiões de sobreposição entre os dados de contaminação e as possíveis zonas de exposição e na obtenção das concentrações de exposição a serem utilizadas na quantificação da exposição. Além disso, para a representação gráfica dos dados geoespaciais utilizou-se o controle denominado *Map Control*, contido nessa API, com o qual é possível apresentar dados geoespacializados de forma gráfica. O MapWinGIS é atualmente hospedado

ELABORAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

na plataforma GitHub, na qual encontram-se todas as versões da API, bem como documentações e fóruns de discussões (Meems, 2019). Para a ferramenta proposta nesta dissertação foi utilizada a versão 4.9.6.1.

Ainda, no módulo de avaliação da exposição, existe a funcionalidade de gerar um relatório automático, referente a quantificação da exposição realizada para os caminhos existentes – Figura 5.3. Esse relatório é apresentado em forma tabular por meio um arquivo de formato (.docx) que pode ser aberto e editado no software Microsoft® Word do pacote Microsoft® Office. Os resultados dos demais módulos – de toxicidade e caracterização dos riscos – são apresentados por meio de controles (gráficos, tabelas) do próprio VS2017.

Por fim, cabe salientar que a ferramenta apresenta a possibilidade de salvar ou abrir um projeto em andamento. O projeto quando salvo, gera um conjunto de arquivos no formato (.xml) e (.txt) que representam todas as informações (dados de entrada, variáveis de exposição, gráficos de saída e outros) presentes na ferramenta no momento de seu salvamento. Para abrir um projeto em andamento, é necessário apontar o diretório no qual os arquivos supracitados foram salvos e a ferramenta realiza a leitura destes, reestabelecendo o projeto.

5.4. ELABORAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

O diagnóstico geoambiental de uma área potencialmente contaminada é uma etapa preliminar à avaliação de riscos à saúde humana, sendo o alicerce desta, na medida em que permite o entendimento da região em avaliação com relação às características do meio físico e da contaminação. O resultado desse diagnóstico é o modelo conceitual da contaminação para a área de estudo, o qual contempla informações detalhadas, tais como a sua abrangência espacial, os compartimentos afetados, as espécies químicas presentes, os níveis de suas concentrações e a frequência com que ocorrem. Ressalta-se que o modelo conceitual pode possuir níveis de detalhamento variáveis, a depender da etapa do diagnóstico geoambiental ao qual este se refere. Em um nível preliminar, o diagnóstico geoambiental se baseia primordialmente em informações disponíveis acerca da área, sendo este o nível a que a presente dissertação se propõe.

Os principais dados – e suas respectivas fontes – para a elaboração do modelo conceitual preliminar da contaminação para o ACJC são apresentadas na Tabela 5.1. A utilização desses dados se deu conforme o fluxograma de materiais e métodos contido na Figura 5.6.

ELABORAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

Tabela 5.1 – Principais fontes de dados utilizadas para elaboração do modelo conceitual da contaminação para o ACJC

Dados	Fonte	Observações
Topografia atual do ACJC	Diniz et al. (2019)	PEC Classe A para escala planimétrica de 1:2000 e altimetria de 2m de equidistância
Pontos cotados – Anos de 1991, 1997, 2010	SEGETH (2019c)	Mapeamento 1:10000 (1991) e 1:2000 (1997) do DF realizado pela CODEPLAN – Articulação SICAD quadrículas 118 e 119
Fotografias aéreas históricas	SEGETH (2019b)	Registros dos anos de 1964 a 1997 em escalas variadas
Superfície freática	Stollberg & Weiß (2011)	Nível d'água medido e estimado em pontos no ACJC e adjacências
	Araújo (1996)	Análises químicas realizadas em poços e cisternas fora do domínio atual do ACJC (antiga área de disposição).
	Franco (1996)	Análises químicas, realizadas em poços e cisternas, e ensaios geofísicos. Ambos conduzidos predominantemente na antiga área de disposição.
	Pereira et al (1997)	Furos de sondagens verticais realizadas dentro do domínio do ACJC, e análises químicas realizadas nestes furos e em cisternas fora do domínio do ACJC
	Carneiro (2002)	Análises químicas realizadas em poços e cisternas dentro e fora do domínio do ACJC
Amostragem físico-química da zona saturada	Santos (1996)	Análises químicas em poços instalados em diferentes profundidades na zona não saturada
	Santana et al. (2008)	Análises químicas em solos superficiais

Inicialmente, com o intuito de se ter um entendimento da abrangência do domínio não saturado e saturado na área do ACJC, foi elaborado um modelo tridimensional da área, contendo a sua topografia atual e reconstituída – anterior à disposição dos resíduos – e a superfície referente ao nível freático na área. A topografia atual da área é o resultado de pesquisas anteriores – realizadas em parceria com outros autores (Diniz et al., 2019) – e foi obtida por meio de uma ARP (Aeronave Remotamente Pilotada) e o levantamento de coordenadas de pontos de controle, resultando em um produto que atende o Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC) Classe A, para uma escala planimétrica de 1:2000 e equidistância de curvas de nível de 2m (Diniz et al., 2019). A superfície freática utilizada advém dos valores pontuais de níveis freáticos medidos e estimados por Stollberg & Weiß (2011). Os valores medidos pelos autores consistem naqueles medidos diretamente em poços de monitoramento e furos de sondagem, enquanto os

ELABORAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

estimados derivam da identificação de feições – em imagens de satélite – que se relacionam com a profundidade do nível freático. Assim, a superfície freática foi obtida aplicando a Triangulação com Interpolação Linear (TIL) dos valores pontuais de nível freático, no software ArcGIS 10.6 versão estudantil.

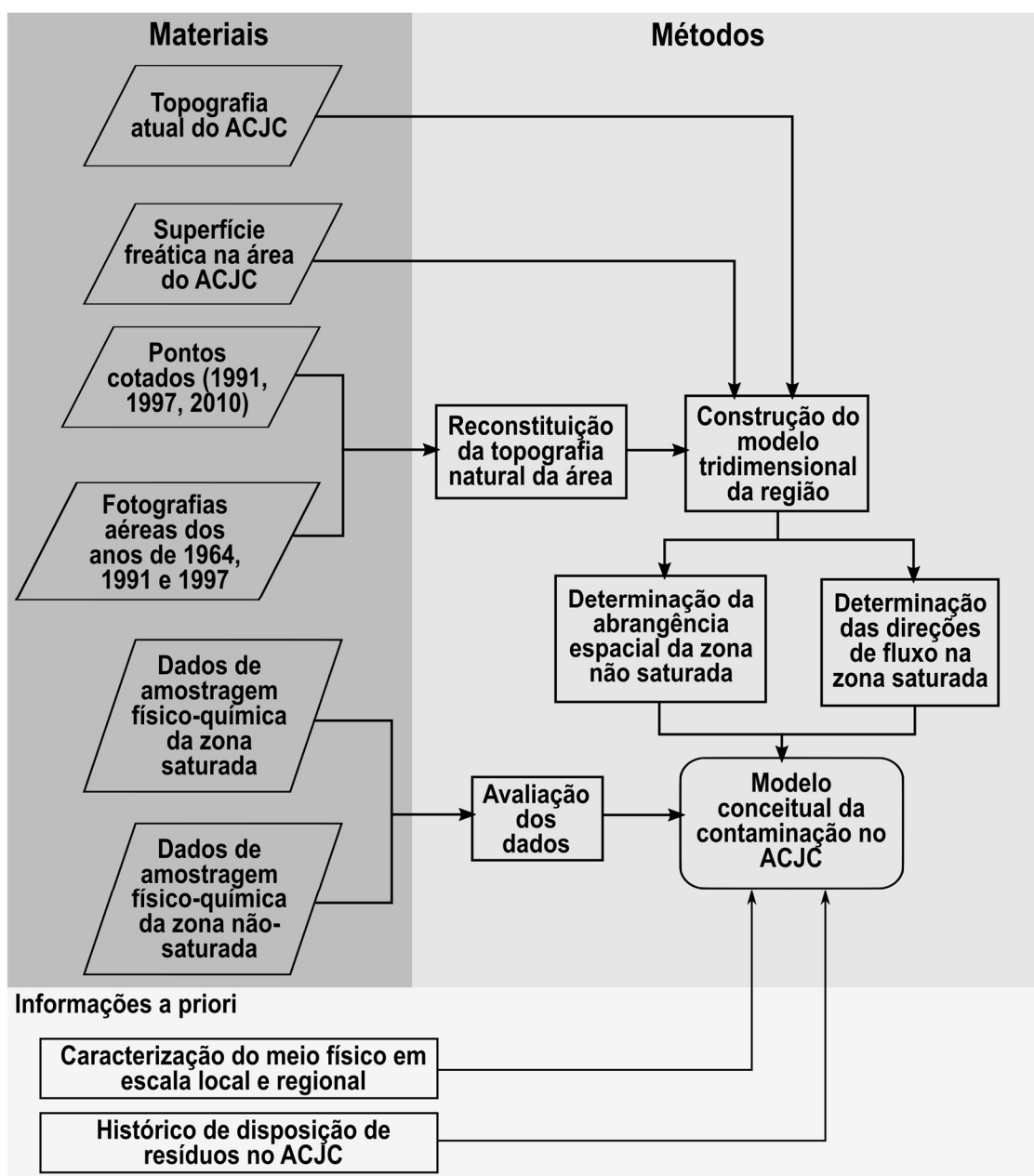


Figura 5.6 - Fluxograma referente aos materiais e métodos utilizados na elaboração do modelo conceitual da contaminação no ACJC.

A reconstrução topográfica do terreno natural da área – representativa de uma época anterior à disposição de resíduos – foi obtida pela análise das fotografias aéreas relativas aos anos de 1964, 1991, 1997 e 2010 em conjunto com pontos cotados referentes a esses três últimos anos.

ELABORAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

A análise mencionada foi conduzida nas seguintes etapas: a) sobrepor à imagem aérea referente ao ano de 1964 – no qual não existem indícios de disposição de resíduos – as imagens de um dos anos posteriores; b) Nas imagens dos anos posteriores, selecionar pontos cotados em áreas onde se presume que houve pouca movimentação de terra em comparação com imagem de 1964; c) Armazenar os pontos selecionados segundo o procedimento b). A etapa b) é exemplificada pela Figura 5.7 e Figura 5.8, na qual foram selecionados pontos cotados na área interna ao domínio do ACJC, e em uma estrada, respectivamente, onde se presume que não ocorreram alterações altimétricas substanciais.

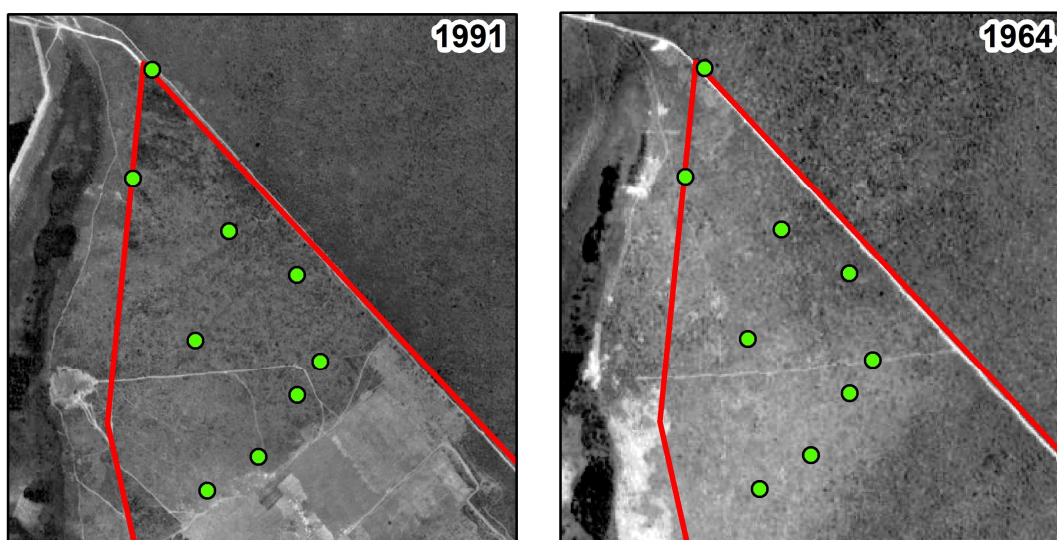


Figura 5.7 – Exemplificação da abordagem utilizada para seleção de pontos cotados em 1991.

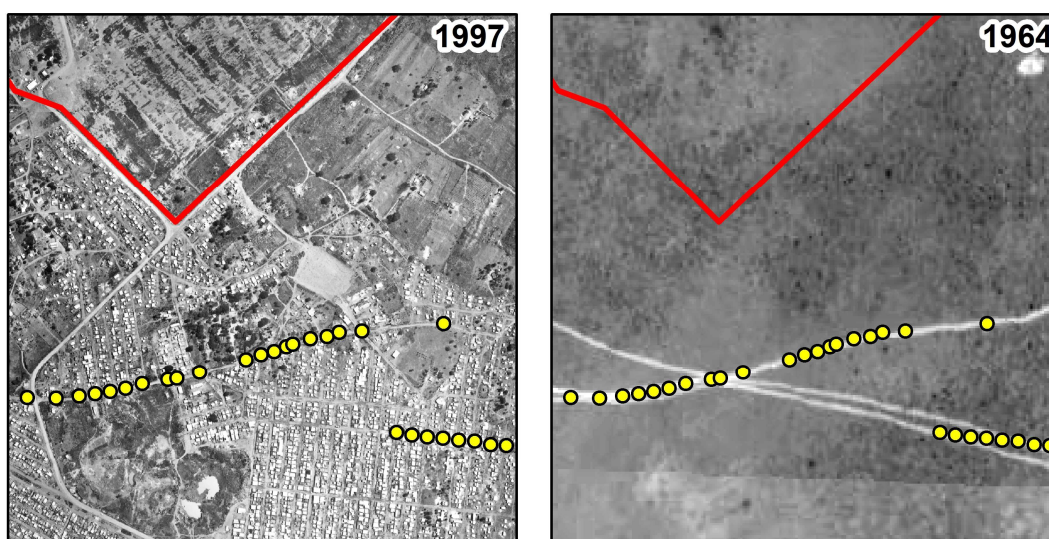


Figura 5.8 – Exemplificação da abordagem utilizada para seleção de pontos cotados em 1997.

Com o mesmo raciocínio, foram selecionados pontos cotados localizados nas margens dos córregos adjacentes e pontos existentes dentro do PNB, o qual foi criado em 1961, e, portanto, é esperado que o terreno neste tenha se mantido isento de modificações substanciais. Os pontos selecionados, segundo a abordagem supracitada, foram utilizados em conjunto com a hidrografia da região como dados de entrada para a ferramenta “Topo to Raster” – implementada no software ArcMap 10.6 ESRI® – que realiza a interpolação dos pontos cotados por uma superfície que compatibiliza as drenagens da região. As topografias atual e reconstituída, juntamente com a superfície freática, foram introduzidas no software ArcScene 10.6, o qual permite a visualização do modelo tridimensional formado por elas.

A abrangência das zonas saturada e não-saturada subjacente ao maciço de resíduos bem como as direções de fluxo principais foram determinadas e visualizadas por meio do estabelecimento de duas seções verticais no modelo tridimensional. As seções em questão são aproximadamente ortogonais entre si e foram posicionadas de forma a contemplar os furos de sondagens realizados por Pereira et al. (1997) no interior do domínio do ACJC.

Por fim, os dados de amostragens físico-química das zonas saturada e não-saturada referentes à diversos autores (Tabela 5.1) foram integrados e avaliados. A avaliação, primeiramente, se deu com o intuito de indicar a abrangência espacial da contaminação na zona saturada em termos de indicadores físico-químicos, tais como a condutividade das águas subterrâneas e os valores médios de concentração das espécies químicas e seus valores padrão (“background”). Em uma segunda etapa avaliou-se a distribuição espacial das concentrações e estas foram comparadas à Valores Máximos Permitidos (VMP) e aos valores observados no lixiviado e na zona não saturada, por Santos (1996). Os valores de VMP para as espécies químicas foram definidos primordialmente com base nos Valores de Intervenção (VI), apresentados na Resolução Conama n° 420, de dezembro de 2009 (CONAMA, 2009), para a concentração destas nas águas subterrâneas. Alternativamente, quando da inexistência de VI para determinada espécie química, foi adotado como VMP o valor referente aos padrões de potabilidade contidos na Portaria N° 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011).

5.5. IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS POSSÍVEIS CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO

A identificação e caracterização dos possíveis caminhos de exposição foram realizadas com base em informações acerca do uso e ocupação das áreas adjacentes ao ACJC e, em decorrência disso, na inferência dos padrões de atividades humanas nessas áreas. Para tal foram utilizadas, inicialmente, as fotografias aéreas históricas (SEGETH, 2019b) com as quais foi possível avaliar aspectos espaço-temporais de grande relevância no que diz respeito ao uso e ocupação das adjacências do aterro. Esses aspectos contemplam: a) a identificação da data a partir da qual a ocupação da região ao redor do ACJC se estabeleceu; b) a inferência dos tipos de uso e ocupação distintos dados às áreas nas quais essa ocupação se estabeleceu.

Complementarmente, outras fontes de dados foram utilizadas com o intuito de fornecer um maior detalhamento acerca do uso e ocupação do solo. A ocupação da região adjacente ao ACJC foi, e ainda é, uma questão habitacional controversa no DF, tendo sido objeto de estudo de diversos pesquisadores. Nesse sentido, o estudo realizado por Orrego (2013) representou uma fonte essencial de informações detalhadas para o entendimento da dinâmica das ocupações ocorridas ao redor do ACJC e as principais características da região administrativa que essas ocupações vieram a se tornar. Informações governamentais também foram utilizadas para a caracterização das populações residentes na cidade estrutural, como, por exemplo, a Pesquisa Distrital de Amostragem por Domicílios (PDAD) e os planos de manejo e utilização de áreas próximas ao ACJC, onde ocorreram ocupações (GREENTEC, 2012a; GREENTEC, 2012b; GREENTEC, 2012c). Por fim, a partir disso, pôde-se verificar características das áreas adjacentes ao ACJC que apontaram para a existência de possíveis caminhos de exposição para os indivíduos que desempenham algum tipo de atividade ou residem nestas. Essas áreas foram divididas em zonas com usos e padrões de atividades específicos, para as quais os caminhos de exposição foram caracterizados em termos dos meios e vias de exposição que os compõem.

5.6. PROPOSIÇÃO DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO PARA O ACJC

Os cenários de contaminação utilizados para estimativa dos riscos à saúde humana atuais para as áreas adjacentes ao ACJC foram determinados para as possíveis zonas de exposição delimitadas. Para tanto, os cenários de contaminação da zona saturada foram propostos pela aplicação de formulações analíticas de transporte de solutos em meios poros e para a zona não

saturada – mais especificamente os solos superficiais – por dados de amostragens realizadas por Santana et al. (2008).

Para simular o fenômeno de transporte dos contaminantes presentes nas águas subterrâneas adotou-se um modelo unidimensional considerando os fenômenos de advecção e dispersão de solutos reativos. A equação diferencial parcial que descreve esse fenômeno é dada por:

$$\frac{\partial}{\partial t} c_w(x,t) = \frac{D}{R} \frac{\partial^2}{\partial x^2} c_w(x,t) - \frac{v_x}{R} \frac{\partial}{\partial x} c_w(x,t) \quad (5.1)$$

Os parâmetros R e D são denominados coeficiente de retardo e coeficiente de dispersão hidrodinâmica e para estes foram atribuídos valores da literatura derivados de ensaios em colunas com solos similares aos que ocorrem no ACJC. O cálculo da velocidade advectiva v_x foi ligeiramente modificado conforme a equação (5.2).

$$v_x = \frac{-k \cdot i}{\eta} \cdot \cos(\alpha) \quad (5.2)$$

Onde k é a condutividade hidráulica saturada do meio, i é o gradiente hidráulico e η a porosidade do meio e α representa o ângulo médio entre as direções de fluxo observadas na zona saturada e a direção que representa o eixo x de análise. Tanto α quanto o gradiente hidráulico i foram determinados pela avaliação da superfície freática gerada durante a elaboração do modelo conceitual da contaminação – item 5.4 – por meio de ferramentas no software ArcMap 10.6 ESRI®. Primeiramente, para o cálculo do gradiente hidráulico foi aplicada, à superfície freática, a ferramenta *Slope* do software, obtendo-se como resultado um *raster* cujas células possuem os valores de declividade da superfície freática (e.g. gradiente hidráulico) na posição destas. Para a obtenção de α aplicou-se, primeiramente, a ferramenta *Aspect*, que resultou na obtenção de um *raster* cujos valores das células descrevem a orientação das declividades calculadas anteriormente, ou seja, a direção do fluxo na posição dessas células. Tais valores foram denominados de θ . A distribuição espacial de i e θ nas zonas apresentadas na seção 5.5 foram estudadas por meio de gráficos de frequências e foram escolhidos valores que apresentassem representatividade estatística para as zonas estudadas. Assim, o valor da direção de fluxo (θ) predominante permitiu calcular o valor de α da equação (5.2). Ainda com relação ao cômputo da velocidade advectiva foram atribuídos valores de condutividade

hidráulica (k) e porosidade do meio (η) obtidos de estudos de caracterização do domínio poroso já realizados na área por Santos (1996) e Pereira et al. (1997).

A equação diferencial Eq. (5.1) que rege o fenômeno em estudo possui solução analítica para condições de contorno e iniciais diversas. Essas condições, para o caso do ACJC, são esquematicamente apresentadas – $f(t)$ e $g(x)$ – conforme a Figura 5.9.

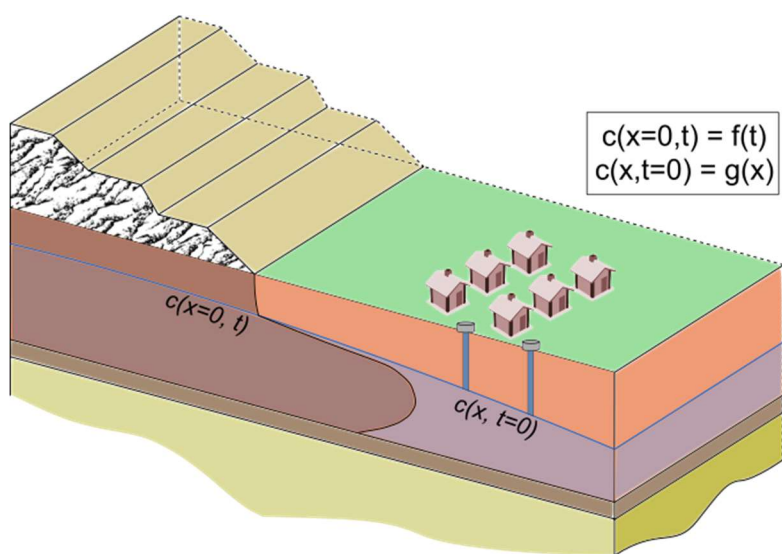


Figura 5.9 - Condições de contorno e iniciais utilizadas para a estimativa dos cenários de contaminação atuais da zona saturada no ACJC.

Dessa maneira, a escolha destas foi feita no sentido de representar de maneira aproximada as condições observadas nas zonas em estudo. A condição de contorno referente a origem do referencial espacial ($x=0$), indicada por $g(t)$ (Figura 5.9), é obtida por: (5.3) e possui os seguintes parâmetros de ajuste: c_a , c_b e λ .

$$c_w(x=0, t) = f(t) = c_a + c_b \cdot e^{-\lambda t} \quad (5.3)$$

Onde c_a , c_b e λ são parâmetros de ajustes que possuem unidades de mg/L, mg/L e 1/s, respectivamente. No caso, o referencial espacial ($x=0$) adotado representa um ponto do lençol freático imediatamente subjacente ao ponto onde se supõe que exista a percolação do chorume dos resíduos para o subsolo. Esse referencial, portanto, está relacionado ao próprio domínio do ACJC, uma vez que – de acordo com o histórico de disposição realizado – é possível identificar que houve disposição de resíduos em todo esse domínio. É razoável assumir que, uma vez que

o chorume infiltra na zona não-saturada, o transporte dos solutos contidos neste se dá predominantemente na vertical e em direção ao lençol freático. Portanto, existe a expectativa que, nesse ponto do lençol freático, as concentrações aumentem gradativamente ao longo do tempo. A hipótese se justifica pelas seguintes constatações: a) o ACJC não possui sistema de impermeabilização de base; b) os resíduos foram continuamente dispostos no ACJC; c) existe um limite para o potencial de retenção dos contaminantes pela zona não-saturada, a partir do qual os processos responsáveis por isso, tal como a sorção, atuam com menor intensidade.

Nesse caso, os parâmetros de ajuste c_a , c_b e λ foram calibrados para cada um dos contaminantes analisados, dispondo-se de dados de amostragem no tempo inicial da análise t_i (5.4) e por inferências realizadas o tempo final da análise t_f (5.5), que representa o presente.

$$c_w(x=0, t_i) = f(t_i) = c_i \quad (5.4)$$

$$c_w(x=0, t_f) = f(t_f) = c_f \quad (5.5)$$

Assim, c_i e c_f representam o estado de contaminação inicial e final (atualmente), respectivamente, para as águas subterrânea imediatamente subjacentes ao domínio do ACJC. Adotou-se como referencial temporal ($t_i=0$) o ano de 1996, ano esse em que se dispõe de valores das concentrações dos contaminantes oriundos de amostragens realizadas no interior do domínio do ACJC, os quais foram utilizados para determinar c_i . As inferências realizadas para estimar o valor da concentração c_f no tempo t_f se basearam em amostragens realizadas por Santos (1996) na zona não-saturada no tempo t_i e partiram da hipótese que os valores de c_f podem ser expressos em função das concentrações observadas nessas amostragens.

Dispondo-se dos valores de c_i e c_f , o valor de λ fica determinado por:

$$\lambda = -\frac{\ln\left(\frac{c_f}{c_i}\right)}{t_f} \quad (5.6)$$

Salienta-se que, para fins de simplificação, optou-se por atribuir um valor nulo para c_a , uma vez que, para determiná-lo, seria necessário estimar um valor de $f(t)$ em um terceiro instante t . Ainda, considerou-se $t_i = 0$ como o instante inicial, referente ao ano de 1996. Pelos motivos

apresentados, t_i e c_a não estão presentes na Eq. (5.6). Dessa forma, a equação (5.3) é reescrita como:

$$f(t) = c_i \cdot \exp\left(\frac{-\ln(c_f / c_i)}{t_f} \cdot t\right) \quad (5.7)$$

Em virtude do referencial temporal adotado ($t_i=0$) – ano de 1996 – representar um tempo posterior ao início da disposição de resíduos, e, devido às evidências, nesse tempo, de alterações das águas subterrâneas, optou-se por adotar a seguinte condição inicial:

$$c_w(x, t=0) = g(x) = c_0 \quad (5.8)$$

Dessa forma, o valor de c_0 representa um passivo ambiental médio existente nas zonas analisadas e foi definido com base nos resultados referentes ao modelo conceitual da contaminação.

Por fim, uma segunda condição de contorno adotada é dada por:

$$\frac{\partial}{\partial x} c_w(\infty, t) = 0 \quad (5.9)$$

A condição em questão, em termos físicos, significa que em um ponto distante do ACJC a concentração de uma espécie química não sofre influências da contaminação induzida pela percolação do chorume para a zona saturada. Devido à proximidade das zonas para as quais os cenários de contaminação foram estimados, tal condição torna-se pouco relevante, e é considerada razoável para o contexto da modelagem.

Para as condições de contorno (5.3) e (5.9) e condição inicial (5.8), a solução analítica para a equação (5.1) foi obtida por van Genuchten & Alves (1982) e é dada por:

$$c_w(x, t) = c_0 + (c_a - c_0) \cdot A(x, t) + c_i \cdot B(x, t) \quad (5.10)$$

Pela simplificação da condição (5.3) – em que c_a foi considerado como nulo – reescreve-se (5.10) como:

$$c_w(x, t) = c_0 (1 - A(x, t)) + c_i \cdot B(x, t) \quad (5.11)$$

Em que as funções $A(x,t)$ e $B(x,t)$ são calculadas pelas equações (5.12) e (5.13):

$$A(x,t) = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{R \cdot x - v_x \cdot t}{2(D \cdot R \cdot t)^{1/2}} \right] + \frac{1}{2} \cdot \exp \left(\frac{v_x \cdot x}{D} \right) \cdot \operatorname{erfc} \left[\frac{R \cdot x + v_x \cdot t}{2(D \cdot R \cdot t)^{1/2}} \right] \quad (5.12)$$

$$B(x,t) = \exp(-\lambda \cdot t) \left\{ \frac{1}{2} \exp \left[\frac{(v-y) \cdot x}{2 \cdot D} \right] \cdot \operatorname{erfc} \left[\frac{R \cdot x - y \cdot t}{2 \cdot (D \cdot R \cdot t)^{1/2}} \right] + \frac{1}{2} \exp \left[\frac{(v+y) \cdot x}{2 \cdot D} \right] \cdot \operatorname{erfc} \left[\frac{R \cdot x + y \cdot t}{2 \cdot (D \cdot R \cdot t)^{1/2}} \right] \right\} \quad (5.13)$$

Em que o valor de y é obtido por:

$$y = v_x \cdot \left(1 - \frac{4 \cdot \lambda \cdot D \cdot R}{v_x^2} \right)^{1/2} \quad (5.14)$$

A exposição aos solos contaminados para o período em análise foi estimada a partir dos resultados obtidos por Santana et al. (2008). Esses autores realizaram amostragens de solos superficiais a distâncias crescentes do ACJC e análises químicas destas. A proposição de cenários de contaminação, com base nesses dados, para retratar uma potencial exposição aos solos superficiais envolve algumas considerações: a) as tendências de variação das concentrações, com a distância em relação ao ACJC, podem ser aproximadas por uma regressão linear; b) as concentrações observadas na data da campanha de amostragem são representativas de um cenário médio de contaminação para o período em análise; c) as concentrações das espécies químicas em um ponto tem distribuição aproximadamente normal. Assim, as concentrações c_s nos solos superficiais, referentes aos cenários de exposição para cada uma das espécies químicas consideradas, são calculadas por:

$$c_s(x) = m \cdot x + c_{s,0} + 2 \cdot \bar{\sigma} \quad (5.15)$$

Nesse caso, m e $c_{s,0}$ são parâmetros derivados da utilização de uma regressão linear para ajustar os dados de Santana et al. (2008) e representam, respectivamente, a taxa de variação das concentrações com a distância em relação ao ACJC e as concentrações observadas em um ponto fronteiro a este. O valor $\bar{\sigma}$ representa o desvio padrão médio das amostragens realizadas (três amostras) por Santana et al. (2008) a uma distância x do aterro. Portanto, conforme a

consideração apresentada em c), um intervalo de $2\bar{\sigma}$ em torno da tendência central, representada pela regressão linear, seria capaz de levar em consideração a variabilidade das concentrações com um nível de significância de cerca de 95,45%.

Para a geração dos cenários de contaminação que deram entrada na ferramenta, as formulações apresentadas anteriormente foram espacializadas para as possíveis zonas de exposição. Primeiramente, utilizaram-se as delimitações dessas zonas para gerar um arquivo *raster* cujos elementos representassem a distância x destes com relação ao domínio do ACJC. Para isto, a função *Euclidean Distance* no software Esri[®] ArcMap foi utilizada, que permite calcular a distância euclidiana de cada elemento de um *raster* com relação à alguma origem – no caso o ACJC. Por fim, foi desenvolvida uma rotina de cálculo em linguagem VB.NET, usando bibliotecas de funções do MapWinGIS, que recebesse os arquivos *raster* como entrada e estimasse para cada um dos seus elementos – por meio de (5.11) e (5.15) – as concentrações das espécies químicas nos meios analisados.

6. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

6.1. MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

O modelo conceitual da contaminação para a região do ACJC é o resultado da compilação e interpretação de dados e informações existentes e retrata: a) a abrangência espacial dos compartimentos hidrogeológicos do subsolo – zona saturada e zona não saturada – e a caracterização destes; b) a extensão espacial e o nível das alterações a esses compartimentos, devido à presença do ACJC; c) a distribuição espacial, na região de influência do ACJC, das concentrações das espécies químicas e a comparação destas com os valores orientadores da legislação brasileira; d) o entendimento dos processos que governam o destino ambiental destas espécies químicas na zona saturada e não saturada.

Primeiramente, a reconstituição da topografia original da área ocupada pelo ACJC, bem como os pontos cotados utilizados para tal, é indicada na Figura 6.1. Adicionalmente, a superfície freática e as linhas de contorno dela derivadas, obtida pelos dados de Stollberg & Weiß (2011), são apresentadas na Figura 6.2. Com relação à topografia hipotética obtida, é evidente que a escolha dos pontos com os quais a interpolação foi realizada permitiu obter um relevo suave e representativo da topografia original da área ocupada atualmente pelo ACJC. O divisor das microbacias dos córregos Cabeceira do Valo e do Acampamento encontra-se orientado na direção NS e com inclinação apontada para sul. De uma forma geral, a superfície freática apresenta tendências similares a superfície topográfica inferida. Pode-se identificar duas zonas com tendências distintas de fluxo das águas subterrâneas: no sentido SW, rumo ao córrego Cabeceira do Valo, e no sentido NE, rumo ao córrego do Acampamento. No caso, o divisor freático que as divide encontra-se oblíquo – à leste – ao divisor topográfico. Ainda, é importante notar que, em termos médios, os gradientes dos fluxos subterrâneos em direção ao córrego do Acampamento são mais elevados (1,6%) que aqueles em direção ao córrego Cabeceira do Valo (1,2%) (Stollberg & Weiß, 2011), o que fica evidente pelo menor espaçamento entre as isolinhas na região à leste do ACJC.

MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

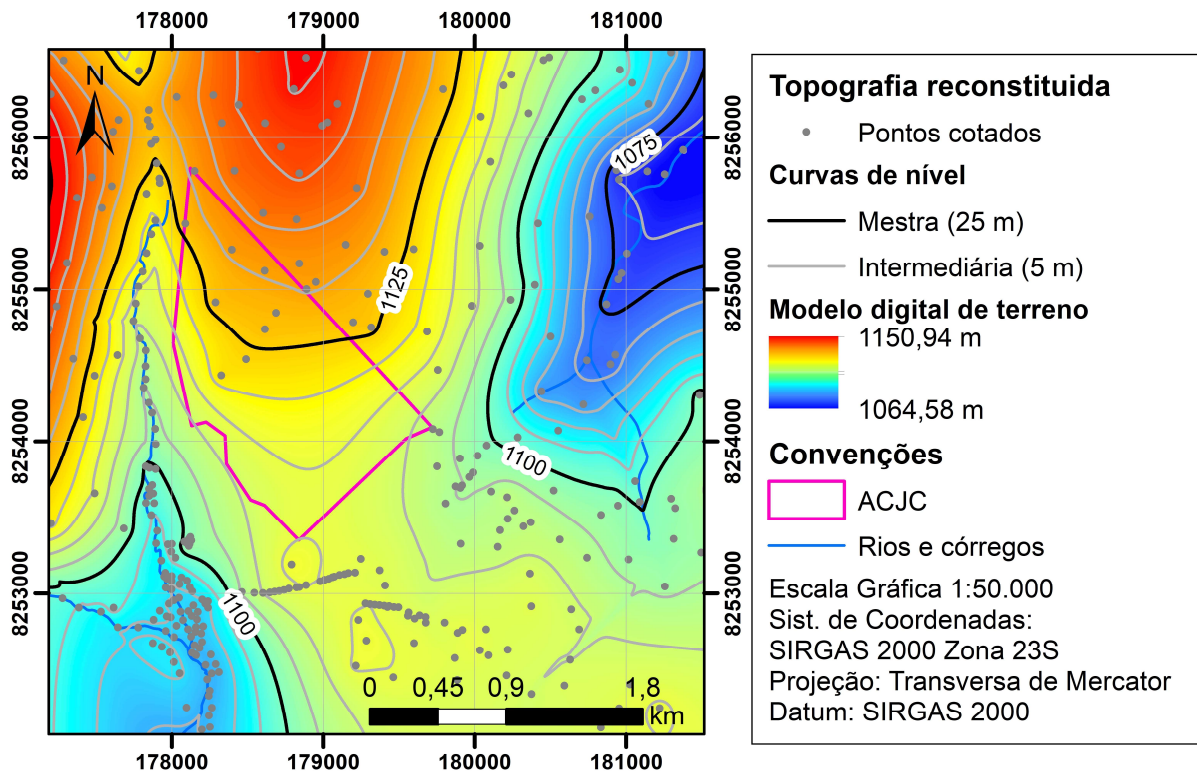


Figura 6.1 – Topografia original reconstituída na área do ACJC e entorno.

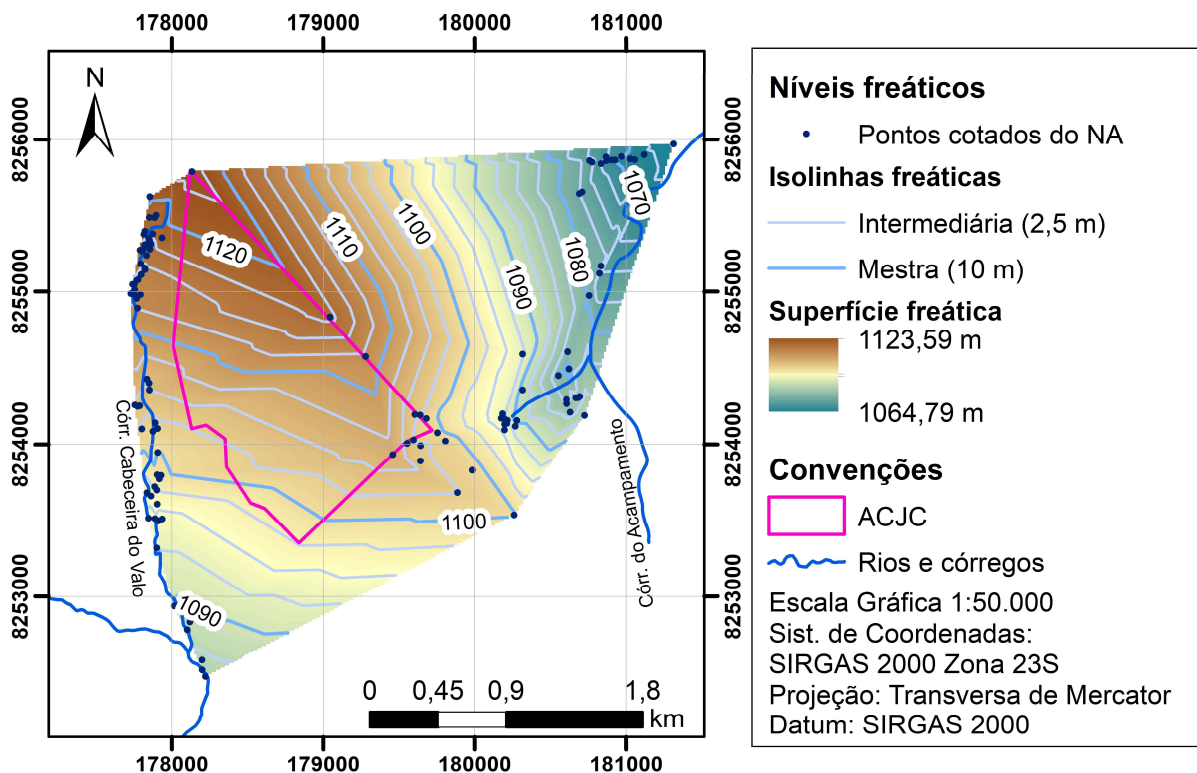


Figura 6.2 – Superfície freática e isolinhas correlatas obtidas por Stollberg & Weiß (2011).

MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

No intuito de apresentar uma visualização mais clara das superfícies apresentadas e a relação destas com o maciço de resíduos – a partir do qual o lixiviado se origina –, elaborou-se um modelo tridimensional contendo as duas superfícies supracitadas em conjunto com o modelo digital de terreno de alta resolução para a pilha de resíduos, apresentado por Diniz et al. (2019). Neste modelo realizaram-se duas seções nas direções principais do ACJC, passando pelos furos de sondagens realizados por Pereira et al. (1997) (Figura 6.3). A seção A parte da antiga área de disposição de resíduos, e se estende no sentido NW até a cabeceira do córrego Cabeceira do Valo. A seção B inicia-se dentro do PNB e segue no sentido SW até uma porção à jusante do córrego Cabeceira do Valo.

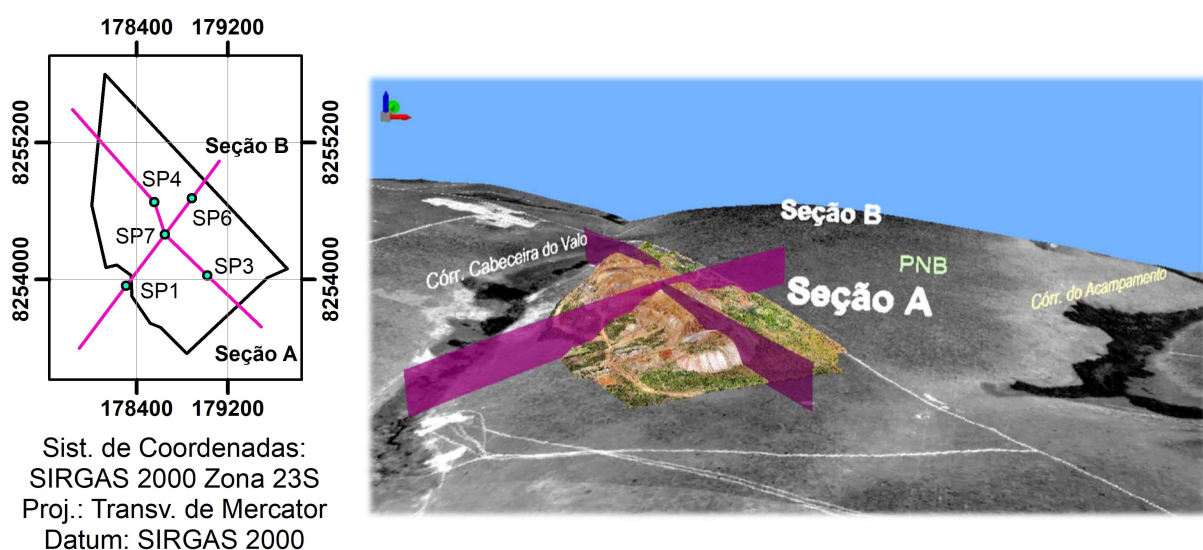


Figura 6.3 – Croqui de localização das seções realizadas e das sondagens de Pereira et al. (1997) e representação dessas seções no modelo tridimensional.

A partir da descrição das seções, realizada na Figura 6.4, é possível verificar a aderência entre a topografia original reconstituída e a superfície freática, que fica evidente pelo posicionamento do nível d'água (NA) ao longo do leito do córrego Cabeceira do Valo. As elevações do NA apresentadas representam um limite inferior sazonal, já que foram obtidas por Stollberg & Weiß (2011) no período compreendido entre agosto e setembro, que marcam o fim do período de seca no DF. Tal fato torna-se evidente pela comparação destas com aquelas observada por Pereira et al. (1997) nos furos de sondagens, que foram obtidas no mês de maio, que marca o início da seca, e, portanto, sucede meses de alta pluviosidade. Para o modelo proposto obteve-se uma espessura média da zona não saturada de aproximadamente 10 metros, que diminui gradualmente à medida que se aproxima do córrego Cabeceira do Valo.

MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

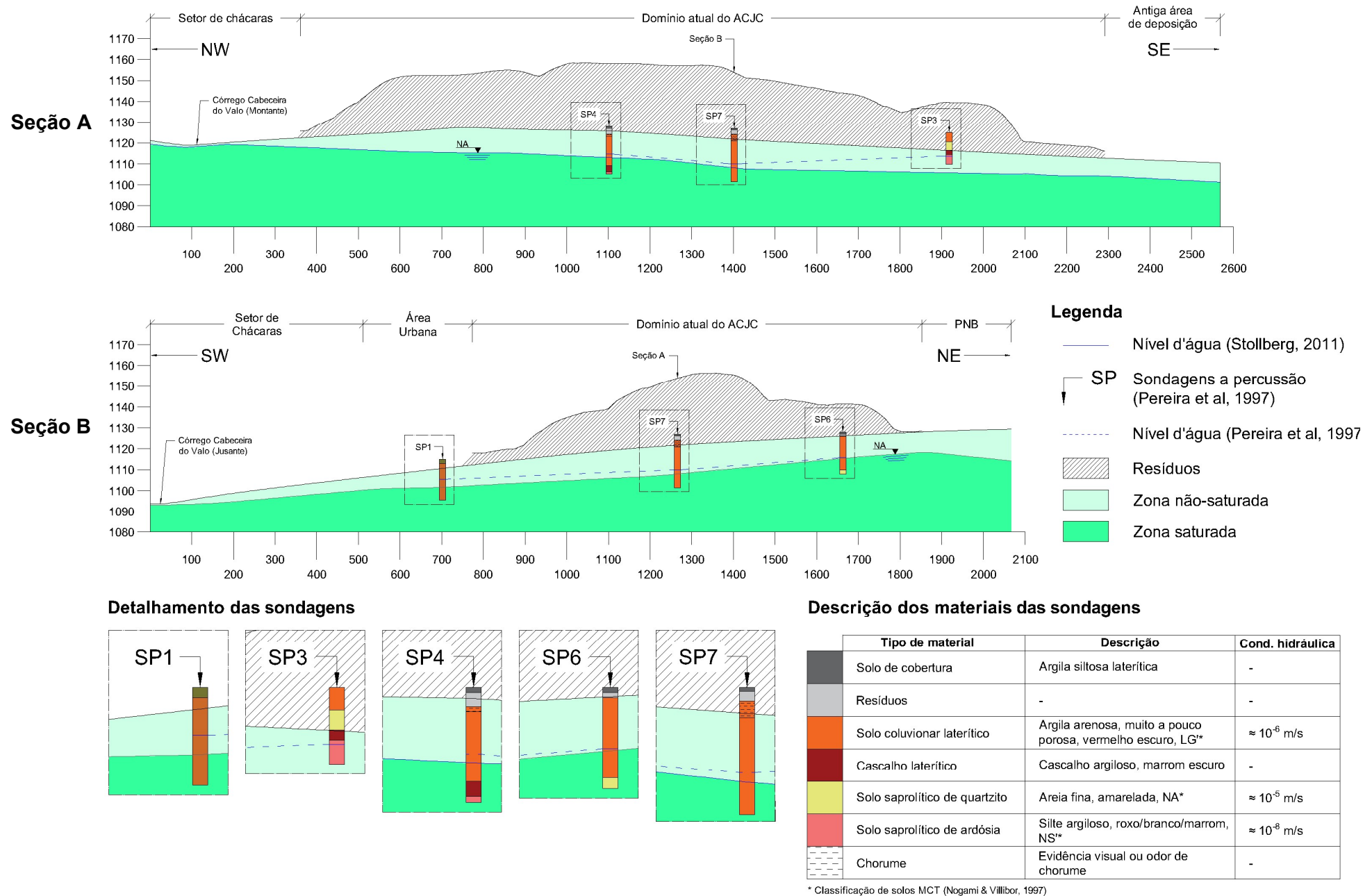


Figura 6.4 – Descrição das seções A e B realizada no modelo tridimensional elaborado para o ACJC.

A seção B evidencia que, devido ao posicionamento do divisor freático, o regime de fluxo subjacente ao maciço de resíduos se dá prioritariamente na direção do córrego Cabeceira do Valo. Portanto, a mesma orientação seria observada para a componente advectiva do transporte dos contaminantes que percolam do maciço de resíduos para a zona não-saturada e, por fim, para a zona saturada. Porém, a tendência observada retrata um registro pontual da superfície freática na área do ACJC – particularmente na época de seca -, e, portanto, do regime de fluxo na zona saturada. Cabe destacar que, em épocas de maior precipitação, espera-se uma elevação da superfície freática e, com isso, uma aproximação entre o divisor freático e o topográfico, o que acarretaria uma maior parcela do maciço estando sob uma zona de fluxo com direção orientada para o PNB.

A seção A intercepta o córrego Cabeceira do Valo em sua cabeceira, que se encontra a montante do maciço de resíduos e na direção oposta do fluxo na zona saturada. Porém, salienta-se que mesmo este trecho do córrego pode entrar em contato com o lixiviado, transportado por fluxos superficiais oriundos do talude NW, que se apresenta com inclinação média de 15% e distante de menos de 300 m do córrego. Segundo relatos de funcionários do ACJC, anteriormente às obras de recuperação da drenagem perimetral do aterro, era comum a observação – em épocas de chuvas – de pontos de surgência do lixiviado nos taludes, e em eventos de precipitação intensa as águas oriundas do escoamento superficial pelo talude fronteiro à área de chácaras chegava a invadi-las. Pereira et al. (1997) também relataram a ocorrência de eventos similares a estes.

Com relação à identidade, distribuição espacial e níveis de concentração dos compostos em subsuperfície, é realizada uma distinção entre os compartimentos ambientais referentes à zona saturada e a zona não saturada. Os estudos realizados na área (Franco, 1996; Araújo, 1996; Pereira et al., 1997; Carneiro 2002) permitem obter um panorama geral da geoquímica da zona saturada nas porções para onde os fluxos subterrâneos estão direcionados: em direção ao córrego Cabeceira do Valo, em direção à parte antiga de deposição de resíduos e em direção à cabeceira do córrego do Acampamento. À época, devido ao maior tempo de residência dos resíduos dispostos na porção mais antiga – ao sul e fora do domínio atual do ACJC – Franco (1996) e Araújo (1996) focaram seus estudos na caracterização da pluma de contaminação neste local. Pela amostragem das águas subterrâneas das cacimbas e poços, os autores evidenciaram que a distribuição da condutividade elétrica nas proximidades de tal região é um indicador evidente do espalhamento da contaminação, relacionando-se diretamente com o nível de

MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

mineralização dessas águas (Araújo, 1996). Como indicado na Figura 6.5, as zonas mais condutivas encontram-se relacionadas diretamente com a presença dos resíduos dispostos e, que nessa área, à época, possuíam um tempo de residência de até 20 anos. Observa-se uma tendência a extensão das zonas mais condutivas no sentido SE, acompanhando a cronologia da disposição de resíduos em tal região, conforme proposto na Figura 4.2. A título de comparação, os valores padrão de condutividade elétrica para as águas subterrâneas na região foram registrados em pontos internos ao PNB, sendo da ordem de $4 \mu\text{S}/\text{cm}$ a $6,4 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Franco, 1996; Araújo, 1996).

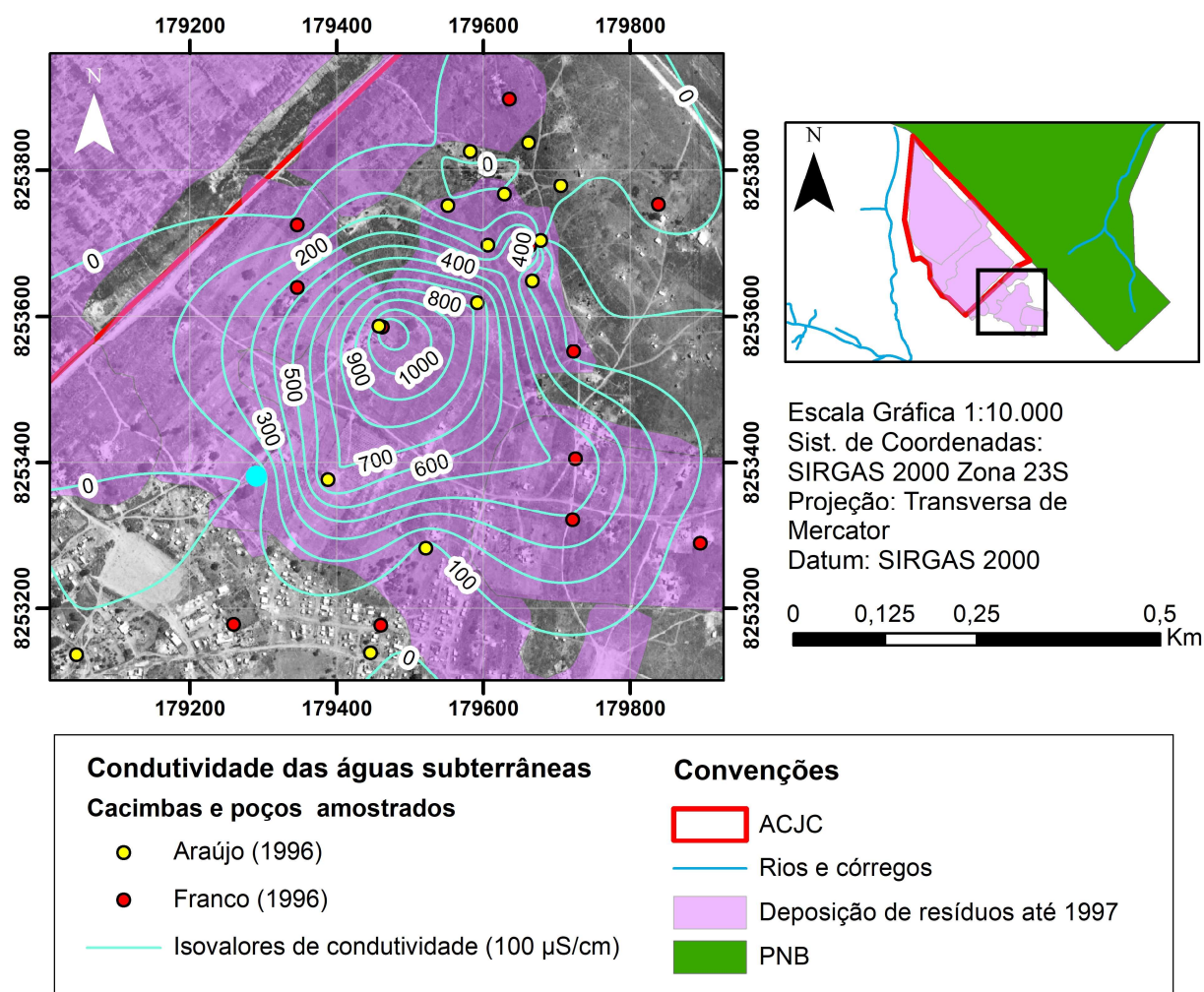


Figura 6.5 – Condutividade elétrica das águas subterrâneas na porção sul do ACJC.

Entendendo-se que o aumento da condutividade elétrica das águas subterrâneas está diretamente relacionado a existência de espécies iônicas, Araújo (1996) constatou forte correlação estatística desta com as concentrações de amônia e cloreto, correlação média para os metais manganês e cálcio e fraca para fósforo e magnésio. A Tabela 6.1 reúne os valores médios das concentrações em cada data de amostragem.

MODELO CONCEITUAL DA CONTAMINAÇÃO

Tabela 6.1 – Valores médios das concentrações dos elementos/compostos compilados a partir dos dados de Araújo (1996)

Data	Amônia	Nitrato	Cloreto	Fosfato	Nitrito	Molibdênio	Zinco	Bário	Ferro total	Níquel
16/09/95	$1,54 \cdot 10^{+1}$ (9)	$2,66 \cdot 10^{+0}$ (9)	$1,86 \cdot 10^{+1}$ (1)	$7,14 \cdot 10^{-3}$ (7)	$3,00 \cdot 10^{-3}$ (1)	$1,28 \cdot 10^{-3}$ (9)	$2,17 \cdot 10^{-2}$ (9)	$6,47 \cdot 10^{-3}$ (9)	$4,04 \cdot 10^{-2}$ (9)	$5,21 \cdot 10^{-3}$ (9)
13/10/95	$5,10 \cdot 10^{+0}$ (9)	$2,36 \cdot 10^{+0}$ (9)	$7,55 \cdot 10^{+0}$ (7)	-	-	$1,19 \cdot 10^{-3}$ (9)	$3,45 \cdot 10^{-2}$ (9)	$9,15 \cdot 10^{-3}$ (9)	$4,91 \cdot 10^{-2}$ (9)	$5,60 \cdot 10^{-3}$ (9)
13/11/95	$9,18 \cdot 10^{+0}$ (7)	$2,20 \cdot 10^{+0}$ (7)	$4,83 \cdot 10^{+0}$ (7)	-	-	$7,88 \cdot 10^{-4}$ (7)	$1,44 \cdot 10^{-2}$ (7)	$1,08 \cdot 10^{-3}$ (7)	$4,67 \cdot 10^{-2}$ (7)	$2,60 \cdot 10^{-3}$ (7)
25/01/96	$8,58 \cdot 10^{+0}$ (6)	$4,02 \cdot 10^{+0}$ (5)	-	-	-	$3,25 \cdot 10^{-3}$ (6)	$6,65 \cdot 10^{-3}$ (6)	$4,23 \cdot 10^{-3}$ (6)	$2,76 \cdot 10^{-2}$ (6)	$2,60 \cdot 10^{-3}$ (6)
08/02/96	$2,67 \cdot 10^{+1}$ (6)	$3,83 \cdot 10^{-1}$ (6)	-	-	-	$8,55 \cdot 10^{-3}$ (6)	$2,75 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,25 \cdot 10^{-2}$ (6)	$4,87 \cdot 10^{-2}$ (6)	$7,20 \cdot 10^{-3}$ (6)
24/04/96	$5,50 \cdot 10^{-1}$ (2)	$0,00 \cdot 10^{+0}$ (2)	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	$1,18 \cdot 10^{+1}$ (39)	$2,18 \cdot 10^{+0}$ (38)	$7,02 \cdot 10^{+0}$ (15)	$7,14 \cdot 10^{-3}$ (7)	$3,00 \cdot 10^{-3}$ (2)	$2,66 \cdot 10^{-3}$ (37)	$1,79 \cdot 10^{-2}$ (37)	$6,71 \cdot 10^{-3}$ (37)	$4,30 \cdot 10^{-2}$ (37)	$4,71 \cdot 10^{-3}$ (37)
VP	1,20E-01	0	0	-	-	$5,21 \cdot 10^{-4}$	$2,42 \cdot 10^{-3}$	$1,25 \cdot 10^{-4}$	$3,12 \cdot 10^{-2}$	$8,88 \cdot 10^{-4}$

Data	Cobre	Cromo	Fósforo	Manganês	Cádmio	Cálcio	Magnésio	Lantânio	Germânio	Cério
16/09/95	$1,01 \cdot 10^{-4}$ (9)	$5,42 \cdot 10^{-4}$ (9)	$4,76 \cdot 10^{-2}$ (9)	$1,12 \cdot 10^{-2}$ (9)	$2,11 \cdot 10^{-4}$ (9)	$3,71 \cdot 10^{+0}$ (8)	$2,19 \cdot 10^{-1}$ (8)	$6,57 \cdot 10^{-4}$ (8)	$1,14 \cdot 10^{-2}$ (8)	$1,21 \cdot 10^{-2}$ (8)
13/10/95	$2,66 \cdot 10^{-4}$ (9)	$2,78 \cdot 10^{-4}$ (9)	$4,96 \cdot 10^{-2}$ (9)	$2,24 \cdot 10^{-2}$ (9)	$3,91 \cdot 10^{-3}$ (9)	$5,96 \cdot 10^{+0}$ (9)	$2,21 \cdot 10^{-1}$ (9)	$4,44 \cdot 10^{-4}$ (9)	$9,03 \cdot 10^{-3}$ (9)	$9,99 \cdot 10^{-3}$ (9)
13/11/95	$8,61 \cdot 10^{-4}$ (7)	$8,38 \cdot 10^{-4}$ (7)	$2,08 \cdot 10^{-2}$ (7)	$1,27 \cdot 10^{-2}$ (7)	$5,48 \cdot 10^{-3}$ (7)	$6,62 \cdot 10^{-1}$ (7)	$1,56 \cdot 10^{-1}$ (7)	$4,87 \cdot 10^{-4}$ (7)	$5,99 \cdot 10^{-3}$ (7)	$4,54 \cdot 10^{-3}$ (7)
25/01/96	$7,80 \cdot 10^{-4}$ (5)	$1,62 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,54 \cdot 10^{-2}$ (2)	$3,28 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,00 \cdot 10^{-3}$ (1)	$2,56 \cdot 10^{-1}$ (6)	$4,48 \cdot 10^{-1}$ (4)	$3,53 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,28 \cdot 10^{-2}$ (1)	$2,60 \cdot 10^{-3}$ (1)
08/02/96	$2,37 \cdot 10^{-3}$ (6)	$3,77 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,07 \cdot 10^{-1}$ (5)	$2,16 \cdot 10^{-2}$ (6)	$2,40 \cdot 10^{-3}$ (3)	$5,73 \cdot 10^{-2}$ (4)	$4,74 \cdot 10^{-1}$ (6)	$5,70 \cdot 10^{-3}$ (6)	$7,88 \cdot 10^{-3}$ (6)	$4,55 \cdot 10^{-3}$ (2)
24/04/96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	$7,62 \cdot 10^{-4}$ (36)	$1,23 \cdot 10^{-3}$ (37)	$4,96 \cdot 10^{-2}$ (32)	$1,46 \cdot 10^{-2}$ (37)	$2,88 \cdot 10^{-3}$ (29)	$2,64 \cdot 10^{+0}$ (34)	$2,78 \cdot 10^{-1}$ (34)	$1,89 \cdot 10^{-3}$ (36)	$8,85 \cdot 10^{-3}$ (31)	$8,52 \cdot 10^{-3}$ (27)
VP	$8,17 \cdot 10^{-4}$	$2,25 \cdot 10^{-4}$	$8,05 \cdot 10^{-4}$	$8,93 \cdot 10^{-5}$	$2,11 \cdot 10^{-4}$	$1,19 \cdot 10^{-2}$	$4,73 \cdot 10^{-4}$	$4,45 \cdot 10^{-4}$	$1,76 \cdot 10^{-3}$	$1,98 \cdot 10^{-3}$

Data	Estrôncio	Ítrio	Titânio	Vanádio	Silício	Zircônio	Berílio	Alumínio	Cobalto
16/09/95	$1,58 \cdot 10^{-2}$ (8)	$9,40 \cdot 10^{-5}$ (8)	$1,24 \cdot 10^{-4}$ (8)	$1,91 \cdot 10^{-4}$ (8)	$6,41 \cdot 10^{-1}$ (8)	$4,98 \cdot 10^{-4}$ (8)	$6,35 \cdot 10^{-5}$ (8)	$1,78 \cdot 10^{-1}$ (8)	$2,57 \cdot 10^{-3}$ (8)
13/10/95	$2,25 \cdot 10^{-2}$ (9)	$9,40 \cdot 10^{-5}$ (9)	$3,04 \cdot 10^{-4}$ (9)	$1,91 \cdot 10^{-4}$ (9)	$7,99 \cdot 10^{-1}$ (9)	$6,04 \cdot 10^{-4}$ (9)	$6,35 \cdot 10^{-5}$ (9)	$7,87 \cdot 10^{-2}$ (9)	$3,09 \cdot 10^{-3}$ (9)
13/11/95	$2,58 \cdot 10^{-3}$ (7)	$9,42 \cdot 10^{-5}$ (7)	$9,45 \cdot 10^{-4}$ (7)	$1,91 \cdot 10^{-4}$ (7)	$7,44 \cdot 10^{-1}$ (7)	$2,25 \cdot 10^{-3}$ (7)	$6,35 \cdot 10^{-5}$ (7)	$7,70 \cdot 10^{-2}$ (7)	$4,57 \cdot 10^{-4}$ (7)
25/01/96	$4,30 \cdot 10^{-3}$ (3)	$1,77 \cdot 10^{-3}$ (3)	$8,00 \cdot 10^{-4}$ (4)	$1,74 \cdot 10^{-2}$ (3)	$3,43 \cdot 10^{-1}$ (6)	$1,80 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,42 \cdot 10^{-3}$ (6)	$4,05 \cdot 10^{-1}$ (6)	$1,43 \cdot 10^{-3}$ (3)
08/02/96	$8,29 \cdot 10^{-2}$ (2)	$3,33 \cdot 10^{-4}$ (6)	$3,30 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,88 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,10 \cdot 10^{-1}$ (6)	$3,90 \cdot 10^{-3}$ (6)	$1,70 \cdot 10^{-3}$ (6)	$2,96 \cdot 10^{-2}$ (6)	$4,15 \cdot 10^{-3}$ (6)
24/04/96	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	$1,81 \cdot 10^{-2}$ (29)	$2,90 \cdot 10^{-4}$ (33)	$9,81 \cdot 10^{-4}$ (34)	$2,06 \cdot 10^{-3}$ (33)	$5,62 \cdot 10^{-1}$ (36)	$1,65 \cdot 10^{-3}$ (36)	$5,62 \cdot 10^{-4}$ (36)	$1,47 \cdot 10^{-1}$ (36)	$2,45 \cdot 10^{-3}$ (33)
VP	$2,31 \cdot 10^{-5}$	$9,42 \cdot 10^{-5}$	$1,24 \cdot 10^{-4}$	$1,91 \cdot 10^{-4}$	$1,93 \cdot 10^0$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$6,35 \cdot 10^{-5}$	$3,84 \cdot 10^{-3}$	$4,08 \cdot 10^{-3}$

Notas: Todos os valores em mg/L e em parênteses o número de amostras analisadas; VP = valor padrão obtido em amostras coletadas fora da zona de influência do ACJC (dentro do PNB).

É evidente que as espécies químicas que mostraram maior correlação com a condutividade elétrica – amônia, cloreto, manganês, cálcio, fósforo e magnésio – são aqueles cujas concentrações, em média, excederam em maior nível os valores padrão, podendo exceder tais valores em mais de 2 ordens de grandeza. Por outro lado, os demais metais analisados por Araújo (1996) apresentaram-se com baixos níveis de concentrações, próximos aos valores padrão que, na maioria dos casos, coincidia com os limites de detecção da metodologia utilizada. Essa constatação foi atrelada à capacidade de sorção dos solos da região (Araújo, 1996; Boaventura et al., 1995). Apesar dos solos que ocorrem na região do ACJC apresentarem, em geral, argilominerais com baixa capacidade de troca catiônica, os seus altos valores de porosidade, fração argila e de minerais de baixa cristalinidade, podem representar fatores que explicam os mecanismos de sorção e, por sua vez, a presença em níveis traço de alguns metais nas águas subterrâneas (Franco, 1996). Complementarmente as análises geoquímicas realizadas, Franco (1996), à época, estudou a resposta geofísica do subsolo na região próxima ao aterro antigo. Por meio de sondagens elétricas resistivas o autor identificou como uma das principais tendências globais na área do ACJC a concentração de anomalias de baixa resistividade próximas as áreas de deposição intermediárias e mais antigas, e neste último caso se estendendo também para dentro do PNB, com o mesmo sentido e direção da nascente do Córrego do Acampamento. Detalhando-se a porção entre a antiga região de disposição de resíduos e a nascente do córrego acampamento, por meio da aplicação de métodos eletromagnéticos, observou-se a ocorrência de duas zonas anômalas de baixa condutividade que se originam nas porções mais antigas e intermediárias do ACJC. Tais zonas direcionavam-se à nascente do córrego do Acampamento, com gradientes de condutividade gradativamente menores à medida que se afastavam das regiões de disposição supracitadas (Franco, 1996).

Em se tratando da porção oeste e sudoeste do ACJC, que recebem também os fluxos de águas subterrâneas, os poços e cacimbas analisados por Pereira et al. (1997) e alguns analisados por Franco (1996) e Araújo (1996), permitem obter um panorama da extensão da contaminação nessa região. A Figura 6.6 indica que as porções internas ao limite do ACJC possuem zonas mais condutivas ($>100 \mu\text{S}/\text{cm}$) e que a condutividade decresce em direção aos pontos analisados mais distantes das regiões ativas de disposição dos resíduos. Por outro lado, os maiores valores observados ($> 400 \mu\text{S}/\text{cm}$) estão aquém daqueles indicados na porção do aterro antigo (Figura 6.5), que chega a atingir valores da ordem de $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$. Tal observação indica um menor nível de mineralização das águas subterrâneas nas porções onde os resíduos possuíam um

menor tempo de residência, e, portanto, um possível menor grau de comprometimento dessas águas.

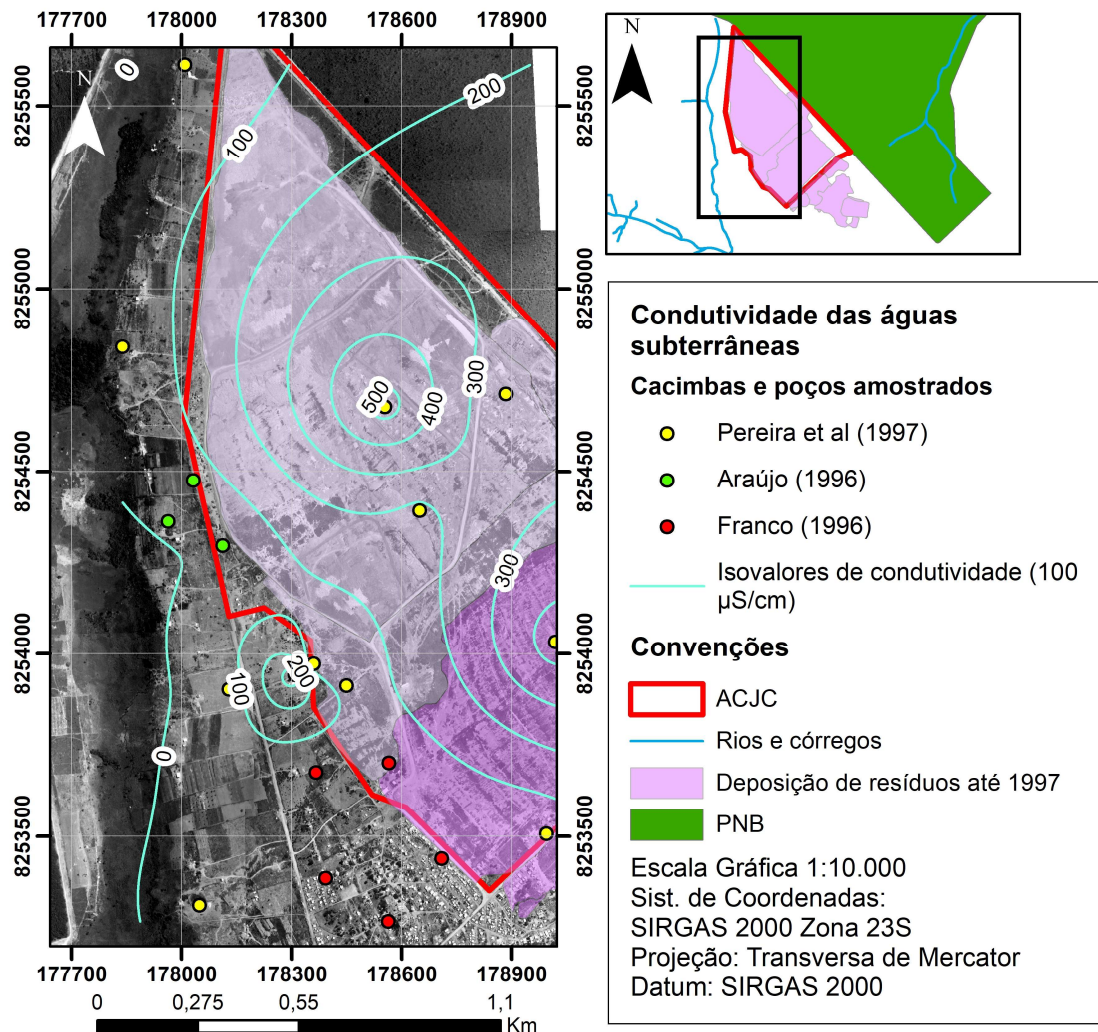


Figura 6.6 – Distribuição da condutividade elétrica na porção a oeste e sudoeste do ACJC. Dados compilados de Pereira et al. (1997), Franco (1996) e Araújo (1996).

Na Figura (Anexo) A.1 e Figura (Anexo) A.2 apresentam-se a distribuição de elementos/compostos detectados em todos os poços analisados por Pereira et al. (1997). Observa-se que as zonas condutivas internas ao limite do ACJC – Figura 6.6 – coincidem com pontos onde foram amostradas águas com as maiores concentrações das espécies químicas analisadas. Por outro lado, as zonas de menor condutividade elétrica, fora do limite do aterro, contemplam os poços e cacimbas cujas concentrações das espécies químicas é baixa, próximas aos valores padrão para a área.

Em alguns casos, porém, o padrão mencionado não se faz presente, é o caso da amônia, nitrato, cloreto e silício. As maiores concentrações de amônia (35 a 47 mg/L) no ponto 2 (SP3) – situado em uma área mais antiga de disposição – pode ser um indicativo de condições ambientais redutoras, que favorecem a presença de tal composto. No entanto, no ponto 3 (SP4) as maiores concentrações são de nitrato (12 a 21 mg/L), o que pode ser um indício de condições ambientais oxidantes, possivelmente devido a pouca eficiência das operações de cobertura dos resíduos, que possibilita, por exemplo, uma maior infiltração das águas da chuva (Koide & Bernardes, 1998). A distribuição da concentração de cloreto também difere dos padrões das demais espécies químicas, tendo sido observadas maiores concentrações relativas em cacimbas analisadas nas proximidades do córrego Cabeceira do Valo, que pode ser explicada pela grande mobilidade do íon em questão. Com relação ao silício, porém, nota-se um comportamento pouco correlacionável à distribuição da condutividade elétrica, o que levanta a hipótese da ocorrência de concentrações naturais elevadas deste elemento. Corroborando para tal hipótese, Farias et al. (1999) realizaram análises químicas da fase solúvel em água de amostras de solo preservadas na área do ACJC, e constaram a presença abundante dos elementos Si, Al, Fe, Mg e Ca. Ainda, pode-se salientar que Araújo (1996) obteve um valor padrão da concentração de Si (Tabela 6.1) que excede as médias das amostragens dos poços e cacimbas analisados em diferentes datas. Nas análises realizadas por Pereira et al. (1997) as elevadas concentrações de chumbo, ainda que restritas aos poços analisados no interior do ACJC, representam, devido a sua alta toxicidade, um fator de preocupação, indicando a necessidade de um maior detalhamento acerca de sua distribuição nas águas subterrâneas da região (Koide & Bernardes, 1998).

Na cronologia de estudos realizados na zona saturada na região do ACJC, Carneiro (2002) realizou campanhas de amostragens em diversos poços e cisternas na região de influência do aterro, sendo a pesquisa mais recente na qual foram realizadas amplas campanhas de monitoramento das águas subterrâneas. De forma geral, o autor confirmou tendências observadas pelos trabalhos anteriores: (i) comprometimento considerável do lençol freático imediatamente subjacente à regiões de disposição (indicado pelos teores de amônia, nitrato e valores de condutividade), (ii) tendências de contaminação do lençol freático em direção a nascente do córrego do Acampamento, e em direção ao córrego Cabeceira do Valo, à jusante de sua nascente.

O Anexo B reúne os valores de concentrações de espécies químicas amostradas pelos trabalhos supracitados e que excedem – ou possuem ordem de grandeza similar – os Valores Máximos Permitidos (VMP), que, neste caso podem ser tanto os Valores de Investigação (CONAMA, 2009) quanto os padrões de potabilidade determinados pela Portaria N° 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011). Complementarmente, por meio dos dados de Santos (1996), o Anexo C reúne as faixas de variações das espécies químicas no chorume amostrado na base da camada de resíduos (3 m de profundidade) e a variação dos valores máximos e mínimos de algumas delas ao longo da profundidade na zona não saturada, para os pontos E1 e E2.

A distribuição de amônia, nitrato e cloreto (Figura (Anexo) B.1 e Figura (Anexo) B.2) foi avaliada em todas as pesquisas realizadas, ficando evidenciada a ocorrência, com certa frequência, de valores de concentrações acima dos limites mencionados. No caso, os elevados valores de concentração de amônia e cloreto estão aparentemente relacionados à proximidade com áreas nas quais ocorreu disposição de resíduos. A ocorrência de concentrações elevadas de nitrato, porém, estão condicionadas a aspectos adicionais, uma vez que ocorrem em pontos relativamente distantes do ACJC. Uma possível explicação, segundo Carneiro (2002), é o fato de que os poços e cisternas podem estar sujeitos a interferências de outras fontes de contaminação que não os resíduos. Ainda, uma vez que nitrato e amônia são formas de nitrogênio presentes em ambientes de condições distintas – oxidantes e redutoras, respectivamente – é possível verificar que ambos ocorrem de maneira excludente em diversos pontos analisados por todos os autores. Pela Tabela (Anexo) C.1 fica evidente que o chorume retirado da base da camada de resíduos possui elevadas concentrações de amônia e em menor grau de nitrato, apontando para as condições redutoras existentes nessa porção do subsolo. Em profundidade, o percolado que infiltra na zona não saturada tende a se tornar mais concentrado em amônia (até cerca de 6m), por vezes ultrapassando os teores encontrados no chorume analisado, o que pode ser atribuído tanto a uma maior diluição do chorume nas camadas superiores (devido à uma maior influência atmosférica), como relatado por Santos (1996), como pela redução do nitrato em amônia.

Com relação aos metais zinco e manganês (Figura (Anexo) B.3 e Figura (Anexo) B.4) na zona saturada, ainda que as suas concentrações ocorram apenas pontualmente acima dos limites permitidos, são observados diversos pontos onde os valores padrão são excedidos em mais de uma ordem de magnitude, alteração esta possivelmente decorrente da percolação do lixiviado na zona saturada. O níquel, porém, encontra-se majoritariamente excedendo o seu VMP na

região interna ao domínio do ACJC e em teores próximos a este onde houve a disposição mais antiga de resíduos. Na zona não saturada (Figura (Anexo) C.1) o níquel e zinco apresentam comportamento similar entre si em profundidade, partindo de níveis superficiais mais diluídos (<4 m), passando por uma região de maiores concentrações (4 – 8 m) e decréscimo destas em maiores profundidades (>8 m). As maiores concentrações em um nível intermediário, com relação à níveis mais superficiais, são justificadas de forma similar ao comportamento da Amônia e Nitrato. Com relação ao decréscimo em maiores profundidades, Santos (1996) menciona a atuação de processos de atenuação tais como adsorção, precipitação e troca iônica, função das características físico-químicas do solo da região. Distintamente do comportamento do zinco e do níquel, o manganês apresenta tendência díspare, apresentando baixas concentrações em um nível intermediário, que cresce com a profundidade. Estudos de referência com relação a atenuação de lixiviados de aterros de RSU por solos argilosos relatam a ocorrência de dessorção do Mn quando percolados por tais lixiviados e que tal ocorrência é positivamente correlacionável aos teores de caulinita no solo (Griffin et al., 1978). Como já mencionado na seção referente a caracterização pedológica da área, a caulinita é um dos principais minerais dos latossolos da região onde se situa o ACJC, e sua porcentagem é crescente com a profundidade (Santos, 1996). Salienta-se ainda que, durante a percolação do lixiviado no subsolo, a existência conjunta de diferentes cátions dá origem a um ambiente de competição no que tange a adsorção destes pelo solo. Em estudos de coluna de latossolos realizados nessas condições foi apontado que o cátion Mn^{2+} apresenta menor capacidade de ser retido, na presença de Ni^{2+} , Zn^{2+} e Pb^{2+} , sendo este último o que apresentou maior facilidade em ser sorvido (Chotpantarat et al., 2011).

Apesar da maior mobilidade dos metais supracitados, a ocorrência de metais pesados mesmo em baixas concentrações – devido a sua baixa mobilidade em solos tropicais – suscita preocupações devido a sua elevada toxicidade. Os pontos onde cádmio e chumbo foram amostrados são indicados na Figura (Anexo) B.2 e Figura (Anexo) B.4. Evidencia-se que em diversos pontos as concentrações de cádmio, mesmo não sendo pronunciáveis, excedem o VMP, sendo o valor máximo observado por Araújo (1996) de aproximadamente 0,033 mg/L (na antiga região de disposição). O valor em questão, mesmo que pontual, situa-se no intervalo de variação da concentração de cádmio no chorume coletado por Santos (1996) na base da camada de resíduos, a três metros de profundidade (Figura (Anexo) C.1 e Tabela (Anexo) C.1). Gomes et al. (2001) relata que o cádmio, em uma situação de competição com outros metais,

apresenta maior capacidade de ser sorvido – em latossolos – que os metais Zn e Ni e menor capacidade que Pb, Cu e Cr, sendo, portanto, um contaminante com alta toxicidade e intermediária mobilidade. Diferentemente, o Pb é tipicamente apontado na literatura como o metal de ocorrência no lixiviado que possui maior capacidade de ser adsorvido em solos lateríticos, e, portanto, sua adsorção é pouco afetada por uma relação competitiva com outros cátions. (Chotpantararat et al., 2011; Ferreira Fontes et al., 2000; Gomes et al., 2001). Apesar disso, na Figura (Anexo) B.4 é indicado que todos os pontos onde se analisaram às concentrações de chumbo apresentam valores acima do limite máximo permitido. Carneiro (2002) aponta para possíveis interferências devido à utilização de água destilada com certa contaminação por chumbo, e, portanto, os valores apresentados pelo autor poderiam estar superestimados. As máximas concentrações do metal em questão ocorrem em pontos do lençol freático localizados diretamente abaixo das áreas de disposição, permitindo a inferência que, mesmo diante da alta capacidade de atenuação deste metal pelo latossolo da região, já existia na época algum comprometimento das águas subterrâneas pelo metal em questão.

No que tange a contaminação de solos superficiais fora do domínio do ACJC, Santana et al. (2008) realizaram amostragens regulares de solo desde a divisa com o aterro até uma distância de 500 m desta, conforme o esquema indicado na Figura (Anexo) D.1. Como apresentado pela Figura (Anexo) D.2, quanto maior a proximidade ao ACJC maiores foram as concentrações dos metais analisados e tais concentrações apresentaram-se consideravelmente superiores aquelas observadas na área de controle, posicionada fora da região de influência do ACJC (Santana et al., 2008). Na área analisada, por situar-se dentro do PNB, não existem indícios de disposição de resíduos, portanto, as concentrações alteradas dos metais não ocorrem devido a isto. Ainda, salientando-se que as amostras foram retiradas de horizontes superficiais (até 20 cm de profundidade), é pouco provável que as alterações observadas sejam devido ao transporte dos solutos do lixiviado pelo subsolo. Alternativamente, salienta-se que o aumento das concentrações nas proximidades do ACJC poderia ocorrer devido a: a) fluxo superficial das águas precipitadas sobre o aterro para fora deste, como salientado por Pereira et al. (1997), dada a inexistência de sistemas de drenagem de águas superficiais; b) transporte aéreo de particulados oriundos do ACJC em direção ao PNB, uma vez que não existem procedimentos operacionais para amenizar tal tipo de emissão. A possibilidade de ocorrência de b) em aterros de resíduos já possui respaldo na literatura científica correlata (Budihardjo et al., 2018; Peter et al., 2018). Ainda que a presença do ACJC possa ter ocasionado as alterações da qualidade dos

USO E OCUPAÇÃO E CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO ANALISADOS

solos superficiais, deve-se ressaltar que mesmo os valores observados mais elevados estão aquém dos Valores de Prevenção (VP) e Valores de Investigação (VI) segundo CONAMA (2009).

O panorama apresentado, relativo à amostragem da zona saturada e não saturada, permite concluir que já na época da realização dos estudos – fim da década de 90 – havia indícios contundentes de que a disposição de resíduos resultava em alterações evidentes nas concentrações de espécies químicas no subsolo. A zona saturada apresentava diversas espécies químicas as quais excediam os valores observados em regiões não afetadas (valores padrão) e em alguns casos também excediam os limites permitidos atuais. As espécies apresentadas e discutidas anteriormente exemplificam tal estado de alteração das águas subterrâneas. A constatação da ocorrência dessas mesmas espécies na zona não saturada e no lixiviado gerado traz evidências de que as alterações das águas subterrâneas se originam da percolação lixiviado. A zona não saturada, por sua vez, tem um papel de grande relevância na atenuação natural das concentrações elevadas observadas em porções intermediárias da pluma não saturada. Além disso, outros possíveis mecanismos de transporte de solutos para as regiões adjacentes ao ACJC foram identificados pela presença de concentrações alteradas de metais em solos superficiais do PNB. Tais mecanismos se referem ao escoamento das águas superficiais oriundas da precipitação sobre a pilha de resíduos e o transporte de particulados em suspensão pelo ar.

6.2. USO E OCUPAÇÃO E CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO ANALISADOS

A existência de caminhos de exposição pressupõe, além da identificação das fontes de contaminação e compartimentos afetados, que sejam identificadas as possíveis populações expostas e vias de exposição destas aos compartimentos afetados. No contexto do ACJC, segundo a discussão proposta acerca do modelo conceitual da contaminação, é evidente que este representa uma fonte de contaminação e que os estudos anteriores já apontavam para a existência de um passivo ambiental na área.

A identificação de possíveis caminhos de exposição para uma região está diretamente relacionada ao uso e ocupação realizados pelos indivíduos presentes nela. No caso, a Cidade Estrutural, que circunda o ACJC, teve sua gênese em ocupações irregulares realizadas de forma esparsa até a década de 90. No decorrer da década de 90, diversas foram as mudanças motivadas pela dinâmica populacional da região, que está diretamente relacionada as mudanças de gestão do Governo do Distrito Federal. Segundo Orrego (2013), os principais marcos que afetaram tal

USO E OCUPAÇÃO E CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO ANALISADOS

dinâmica foram: a) Concessão de lotes e direitos de permanência na área pelo GDF (1991-1994); b) Política de remoção de ocupações pela gestão seguinte (1995-1998); c) Políticas de remoção desconsideradas pela gestão seguinte (1999-2002); d) Provimento de infraestrutura urbana para a cidade estrutural (2002 em diante). A Figura 6.7 evidencia o crescimento da mancha urbana ao redor do ACJC, no período entre 1991 e 1997, mesmo que nesse período tenham ocorrido diversas tentativas de desapropriação da população ali residente.

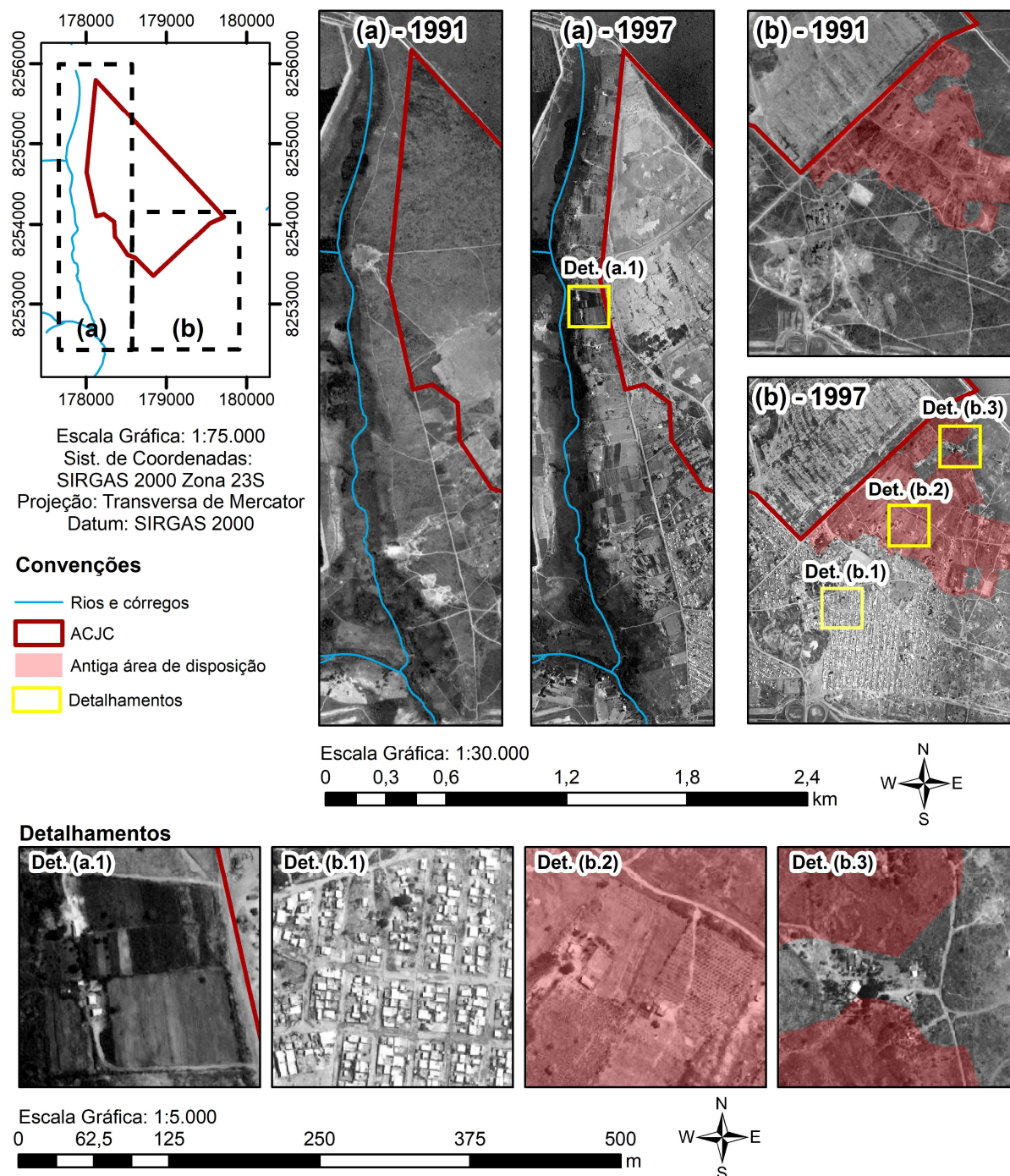


Figura 6.7 – Evolução da ocupação das áreas adjacentes ao ACJC entre 1991 e 1997

Na região que margeia o córrego Cabeceira do Valo – indicada por (a) na Figura 6.7 – nota-se a existência de uma estrada principal que contorna o ACJC e algumas derivações desta em direção ao córrego Cabeceira do Valo. Porém, não há evidências visuais de que essa área era ocupada, a não ser por regiões esparsas nas quais há a ocorrência de solo exposto. Por outro lado, na mesma área, em 1997, há feições que evidenciam densa ocupação por loteamentos e, pelas dimensões destes e distintas tonalidades na fotografia aérea, infere-se que se constituíam de ocupações tipicamente rurais, como apresentado no detalhe Det. (a.1). Por outro lado, na porção ao sul do limite com o ACJC – indicada por (b) na Figura 6.7 – observa-se já em 1991 certo nível de ocupação, mas mesmo assim, não se configurando como um aglomerado urbano. Em 1997, porém, o detalhe Det. (b.1) indica a presença de uma malha urbana densa e bem definida, que é representativa da antiga área de disposição de resíduos. Em (b) também fica evidente a ocorrência de áreas rurais, similares àquelas observadas em (a). Isso ocorre principalmente sobre a antiga área de disposição de resíduos – Det. (b.2) – e a norte desta – Det. (b.3) –, onde a ocupação não avançou da maneira tão proeminente como nas demais áreas. Atribui-se esse fato à conscientização dos próprios moradores de que tal área se situava sobre os resíduos dispostos.

De forma geral, em todos os estudos realizados na zona saturada do ACJC foram utilizados como pontos de coleta de amostras as cacimbas dos moradores residentes na região, indicando que a utilização das águas advindas do aquífero poroso era prática comum e difundida na região. No ano de 2002, foram instaladas as primeiras redes de água potável no aglomerado urbano principal, representado pelo detalhamento Det. (a.1) da Figura 6.7 (Orrego, 2013). No ano de 2006, pela Lei Complementar Nº 715, de 24 de janeiro de 2006 (Distrito Federal, 2006), a cidade estrutural foi estabelecida como Zona Especial de Interesse Social, e a partir desse ano iniciou-se um processo de adequação de sua infraestrutura básica. Porém, somente no ano de 2010 ocorreu uma grande expansão no sistema de abastecimento de água na região (GREENTEC, 2012a). A Pesquisa Distrital por Amostragem de Domicílios de 2011 (CODEPLAN, 2012), indica que, em 2011, cerca de 99% dos domicílios da cidade já eram abastecidos pela rede.

Apesar disso, certas regiões foram pouco contempladas pelas melhorias supracitadas. Uma dessas regiões é denominada de Setor de Chácaras Santa Luzia, representada pelo detalhamento Det. (b.3) da Figura 6.7. O setor em questão se estabeleceu concomitantemente ao intenso

USO E OCUPAÇÃO E CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO ANALISADOS

adensamento urbano da cidade estrutural ocorrido ao fim da década de 90, porém, na periferia desta, recebendo os moradores que tiveram suas moradias removidas de áreas mais centrais (Orrego, 2013). Nesse contexto, a área mencionada esteve alheia aos investimentos realizados em infraestrutura e encontra-se até hoje desprovida de condições adequadas de infraestrutura urbana, tais como abastecimento de água, esgotamento sanitário e pavimentação (Miranda, 2016). Concomitante à formação do setor referido, ocorreu a ocupação de uma região às margens do córrego Cabeceira do Valo, já indicada no detalhe Det. (b.1) da Figura 6.7. Uma vez ocupada, os moradores da região se mobilizaram e conseguiram se estabelecer legalmente na região – no ano de 1996 – alegando que isto conteria o grande crescimento urbano do restante da cidade sobre a área ambientalmente sensível (GREENTEC, 2012b). Em 2012, dados indicam que 35% das chácaras presentes nessa área possuíam abastecimento de água oriundo da rede geral, enquanto cerca de 53% delas utilizavam águas subterrâneas retiradas com poço manual, conforme a Figura 6.8. As águas oriundas de poços manuais eram utilizadas para: uso geral, consumo humano, irrigação e dessedentação animal (GREENTEC, 2012b).

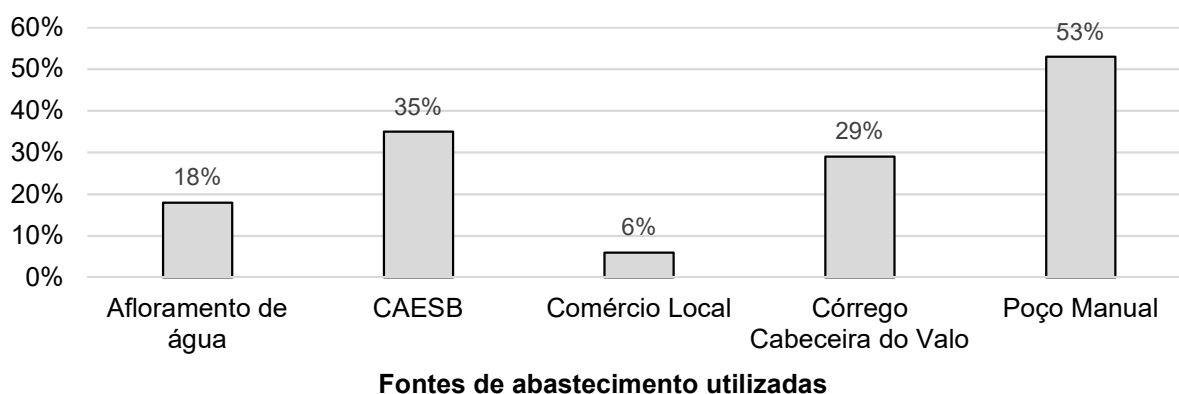


Figura 6.8 – Fontes de abastecimento utilizadas nas chácaras próximas ao córrego Cabeceira do Valo. Dados de GREENTEC (2012a)

Tanto o setor de Chácaras Santa Luzia quanto aquele que se estende às margens do córrego Cabeceira do Valo, hoje encontram-se inseridos Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), denominadas, respectivamente, de ARIE Vila Estrutural e ARIE da Cabeceira do Valo. Tais ARIE foram criadas pelo Decreto N° 28.081, de 29 de junho de 2007, com a finalidade de serem zonas de amortecimento entre o aglomerado urbano da cidade estrutural e as áreas ambientalmente sensíveis (corpos hídricos e o PNB) próximas a este. Apesar disso, observa-se que ambas as regiões continuam ocupadas, sendo que o Setor de Chácaras Santa Luzia de uma maneira sem precedentes, e as chácaras próximas ao Córrego do Valo de forma similar àquela

USO E OCUPAÇÃO E CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO ANALISADOS

observada ao fim da década de 90 – Figura 6.9. Isso pode ser verificado uma vez que, segundo dados de 2012, a maioria dos moradores dessa região declarou residir há mais de 15 anos nesta. (GREENTEC, 2012b).

Atualmente, a maior parte da área situada sobre a antiga região de disposição encontra-se inabitada, existindo nesta o Centro Olímpico e Paraolímpico da Estrutural e o Parque Urbano da Vila Estrutural, inaugurados em 2011 e 2014, respectivamente (Figura 6.9). Pode-se afirmar que a ocupação desta região, desde o fim da década de 1990, foi esparsa, e ao longo da década de 2000 foi sendo gradualmente desocupada à medida que as obras relativas aos espaços de lazer mencionados avançavam.

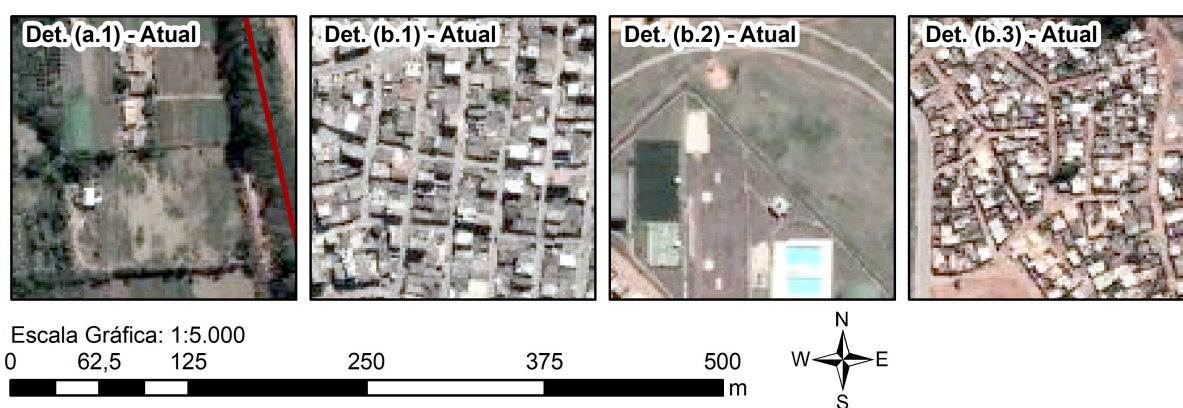


Figura 6.9 – Uso e ocupação atual das áreas detalhadas na Figura 6.7

Diante do exposto, e com base no modelo conceitual da contaminação apresentado na seção anterior, foram identificados caminhos de exposição no contexto da área de influência do ACJC, para um período de avaliação compreendido entre 1996 e o ano atual, 2019. A Figura 6.10 apresenta as possíveis zonas de exposição e a Tabela 2.1 um resumo da caracterização dos caminhos de exposição para estas. As zonas 1, 2 e 3 representam respectivamente: 1) o setor de chácaras próximo ao córrego Cabeceira do valo; 2) a antiga área de disposição de resíduos, onde hoje se encontra o parque urbano; 3) o setor de Chácaras Santa Luzia.

No caso, para todas as zonas tanto a água subterrânea quanto os solos representam possíveis meios de exposição à contaminação, o que foi definido com base no uso realizado dessas zonas no período em análise. A zona 1 é a que possui uso e padrões de atividades mais homogêneos no período em análise e as atividades rurais desenvolvidas nesta (Figura 6.11a), bem como a ampla utilização de poços e cisternas para abastecimento, justificam os caminhos de exposição caracterizados na Tabela 6.2. Salienta-se que, no caso da zona 3, ainda que a sua utilização

USO E OCUPAÇÃO E CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO ANALISADOS

exiba padrões de atividades tipicamente urbanos, os meios de exposição adotados refletem a ausência de infraestrutura (abastecimento de água e pavimentação das ruas), como evidenciado pela Figura 6.11c. A zona 2 possui a peculiaridade de ter tido o seu uso completamente modificado no período em análise, tendo sido ocupada por chácaras até cerca de 2010 e a partir daí utilizada como área de lazer (Figura 6.11b). Para todos os meios de exposição foram considerados todas as possíveis vias de exposição, no caso, ingestão e contato dermal. Por fim, é feita a ressalva que a área urbanizada próxima ao ACJC não foi considerada como possível zona de exposição aos meios considerados, uma vez que – diferentemente da zona 3 – tal área recebeu os principais investimentos em infraestrutura ocorridos no período em análise.

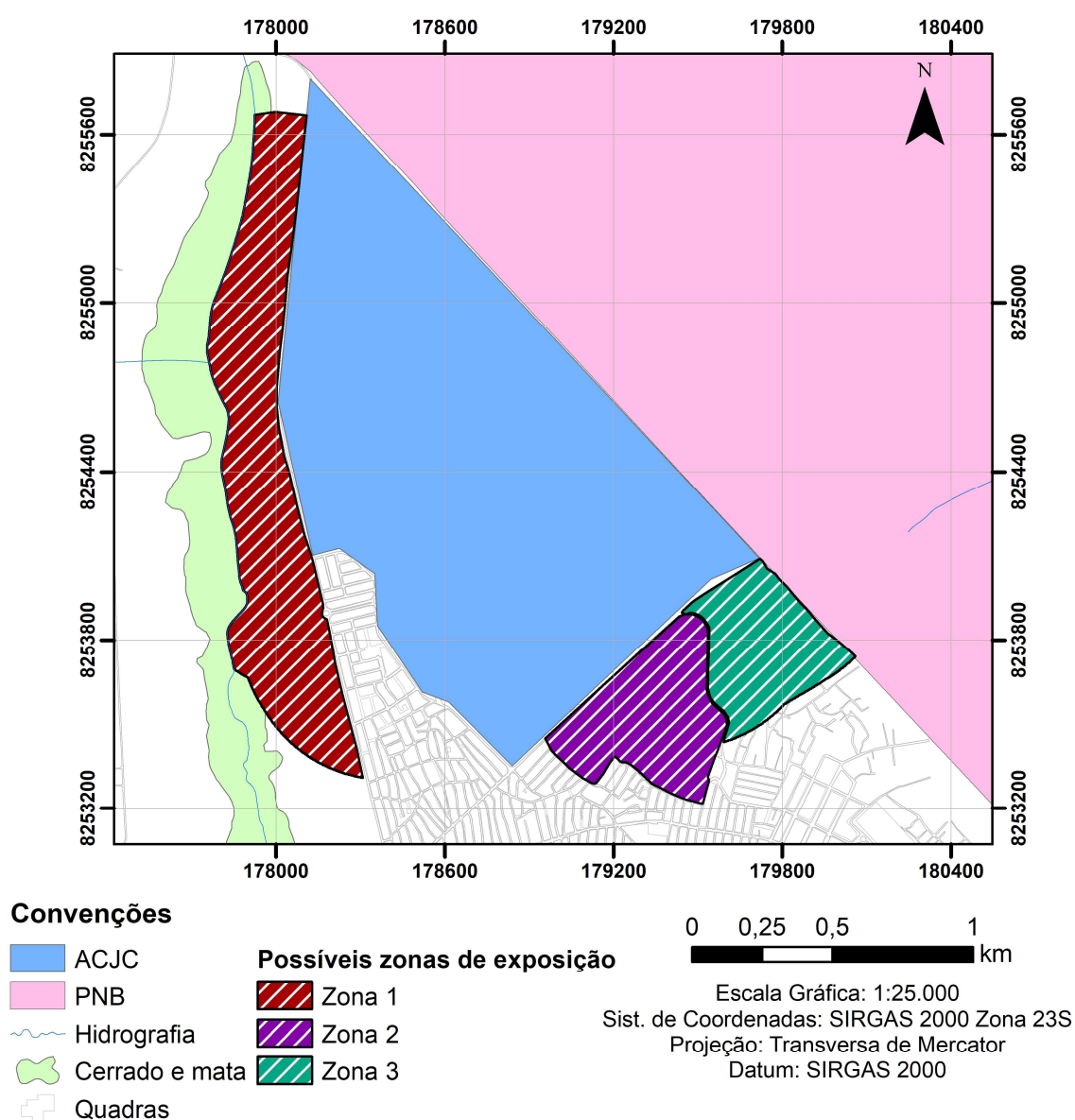


Figura 6.10 – Possíveis zonas de exposição consideradas para a região adjacente ao ACJC

USO E OCUPAÇÃO E CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO ANALISADOS

Tabela 6.2 – Caracterização dos caminhos de exposição

Zona de exposição	Uso e padrões de atividades	Meio de exposição	Vias de ingresso
Zona 1	Uso residencial, durante todo o período em análise, com padrões de atividades associados a uma utilização tipicamente rural.	Água subterrânea	Ingestão Contato dermal
		Solos superficiais	Ingestão Contato dermal
Zona 2	Uso residencial durante uma parcela do período em análise com padrões de atividades similares a zona 1. Posterior a esse período, utilização predominantemente recreativa.	Água subterrânea	Ingestão Contato dermal
		Solos superficiais	Ingestão Contato dermal
Zona 3	Uso residencial durante todo o período em análise, com padrões de atividades associados a uma utilização urbana	Água subterrânea	Ingestão Contato dermal
		Solos superficiais	Ingestão Contato dermal

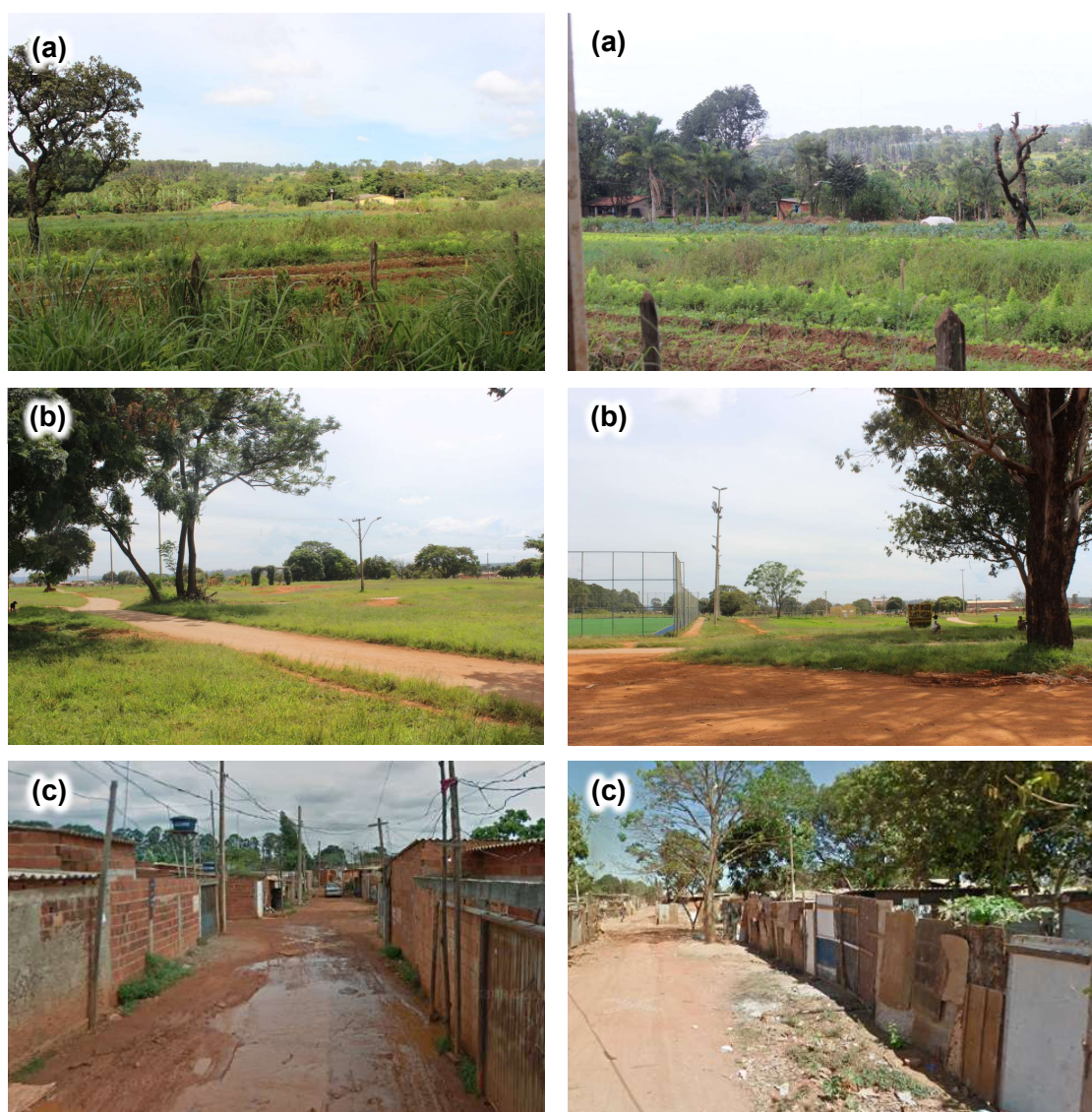


Figura 6.11 – Registros fotográficos atuais das possíveis zonas de exposição: a) Zona 1 ; b) Zona 2; c) Zona 3. Fontes: a) e b) própria autoria, c) Google Street View

6.3. PROPOSTA DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO

O período para o qual estes cenários foram propostos contemplam desde o ano de 1996 até o ano de 2019. Dessa forma, a quantificação da exposição a partir de tais cenários será utilizada para caracterizar os riscos à saúde humana – devido ao passivo ambiental existente atualmente – para as zonas delimitadas na seção anterior.

6.3.1. CONTAMINAÇÃO DA ZONA SATURADA

Com base na discussão proposta em 6.1, os cenários de contaminação para as zonas delimitadas em 6.2 foram estimados analiticamente para os seguintes contaminantes: nitrato, amônia, cádmio, níquel, zinco, manganês e chumbo. Segundo a USEPA (1989a), as concentrações utilizadas na quantificação das exposições aos contaminantes é a média aritmética das concentrações a que os indivíduos estão expostos durante o período em análise. Portanto, os resultados apresentados ao fim desta seção foram obtidos como a média aritmética dos cenários de contaminação referentes aos anos de 2000, 2005, 2010, 2015 e 2019.

Algumas ressalvas cabem ser realizadas anteriormente a apresentação desses resultados. Primeiramente, a estimativa dos cenários de contaminação para cloreto não foi realizada, uma vez que a caracterização do risco à saúde humana para esse ânion não será conduzida. Isso se deve ao fato de que – ainda que tenham sido observados em 1996 teores de cloreto acima dos valores padrão e próximos ao seu VMP – esse ânion não possui toxicidade comprovada, de acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 2013). Ressalta-se que o seu VMP de 250 mg/L se baseia em um padrão organoléptico de potabilidade da Portaria N° 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011), que representa o “conjunto de parâmetros caracterizados por provocar estímulos sensoriais que afetam a aceitação para consumo humano, mas que não necessariamente implicam risco à saúde”. Por outro lado, deve-se salientar que a ocorrência de cloreto em águas subterrâneas está diretamente relacionada a problemática da salinização dessas e conseqüente alteração dos ecossistemas aquáticos, na medida em que tais águas contribuem para o regime de corpos hídricos superficiais adjacentes (Schuler et al., 2018). Cabe salientar também que os cenários de contaminação para a amônia foram obtidos a partir da constatação de que a amônia nas águas subterrâneas – e em condições típicas de pH e temperatura – ocorre sob a sua forma ionizada (NH_4^+). Para intervalos de pH entre 6 e 7 e de temperatura entre 20 e 25 °C a porcentagem de amônia em uma amostra aquosa é menor que 0,6% (Emerson et al., 1975).

PROPOSTA DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO

Os valores de c_i e c_f , cujos significados foram apresentados nas Eqs. (5.4) e (5.5), respectivamente, foram obtidos para cada uma das espécies químicas em análise e são resumidos na Tabela 6.3. Os valores de λ , obtidos conforme a Eq. (5.6), são também apresentados na mesma tabela. Além disso, são apresentados os coeficientes de retardo R e os coeficientes de dispersão hidrodinâmica D utilizados na análise.

Tabela 6.3 – Parâmetros gerais utilizados para obter os cenários de contaminação atuais

Contaminantes	c_i	c_{max}	CA	c_f	λ	R	D_e
	mg/L	mg/L	-	mg/L	1/dia	-	m ² /s
Amônia	18,043	985	20,0%	211,434	$-2,93 \cdot 10^{-4}$	2,620 ^a	$1,29 \cdot 10^{-4a}$
Nitrato	4,811	120	90,0%	108,481	$-2,94 \cdot 10^{-4}$	1,273 ^b	$2,04 \cdot 10^{-5b}$
Cádmio	0,027	0,127	90,0%	0,117	$-1,73 \cdot 10^{-4}$	1,106 ^c	$3,42 \cdot 10^{-7c}$
Níquel	0,020	4,903	84,7%	4,157	$-6,32 \cdot 10^{-4}$	1,175	$2,50 \cdot 10^{-7}$
Zinco	0,425	1,034	80,0%	0,912	$-9,08 \cdot 10^{-5}$	1,244 ^c	$3,36 \cdot 10^{-7c}$
Manganês	0,168	0,198	84,7%	0,193	$-1,66 \cdot 10^{-5}$	1,175	$2,50 \cdot 10^{-7}$
Chumbo	0,278	0,635	26,5%	0,373	$-3,49 \cdot 10^{-5}$	3,750 ^c	$4,08 \cdot 10^{-7c}$

^a Oliveira et al. (2004); ^b Gonçalves et al. (2008); ^c Matos et al. (1999)

No caso, c_i foi computado como o valor médio das concentrações observadas em amostras da zona saturada retiradas de pontos internos ao limite do ACJC, indicadas nas figuras que constam no Anexo B. Com o intuito de manter certa coerência com o referencial temporal inicial utilizado, optou-se por utilizar os dados dos trabalhos de Franco (1996), Araújo (1996) e Pereira et al. (1997). A exceção é com relação Cádmio, para o qual não foi possível obter concentrações na região supracitada, sendo a estimativa de c_i , para esse contaminante, realizada com base nos valores observados por Santos (1996) em amostragens na zona não saturada realizadas a uma profundidade de 17 m (Figura (Anexo) C.1), cerca de 3m acima do nível freático observado pelo autor.

Os valores de c_f , que representam a contaminação atual nos pontos da zona saturada diretamente subjacentes ao maciço de resíduos, não puderam ser estimados com base em amostragens atuais dessas porções, dada a inexistência de estudos recentes que se prestassem a realizar tal avaliação. Em contrapartida, a partir das distribuições das concentrações na zona não saturada no ano de 1996 (Figura (Anexo) C.1) foi possível – com base nas possíveis propriedades atenuantes do solo local – estabelecer valores prováveis para c_f .

De acordo com Carvalho (1997), para os baixos valores de pH observados em latossolos-vermelhos similares ao do ACJC (<6,0) e em virtude da abundância de minerais como gibbsita

e os óxidos/hidróxidos de ferro, indicados por Santos (1996), o chumbo apresentaria maiores condições de adsorção/sorção, seguido do zinco, com condições intermediárias, em seguida o níquel e o manganês, com baixas condições, e, por fim, o Cádmiio, com baixíssimas condições. A sequência mencionada se respalda em resultados de Sposito (1984) e McBride (1994) os quais indicaram maiores capacidades de sorção/adsorção segundo as seguintes ordens: Cu>Pb>Zn>Co>Ni>Mn (goetita), Cu>Pb>Zn>Ni>Co>Cd (gibbsita) e Pb>Cu>Zn>Co>Ni>Mn (hematita). No caso, com o aumento do pH as condições de sorção/adsorção aumentaram para todos os cátions, porém, mantendo-se as sequências mencionadas. Para os cátions analisados, o valor de c_f foi calculado como sendo proporcional a uma porcentagem da diferença entre as máximas concentrações observadas nos perfis (c_{max}) (Figura (Anexo) C.1) e c_i , conforme abaixo:

$$c_f = CA \cdot (c_{max} - c_i) + c_i \quad \begin{cases} CA = 0,9 & \text{(I)} \\ CA = 0,9 \cdot \frac{R_{Cd}}{R} & \text{(II)} \end{cases} \quad (6.1)$$

Essa porcentagem é representada por um coeficiente de atenuação CA , que tentou reproduzir as condições de atenuação distintas para cada um dos contaminantes, à medida em que percolam na zona não saturada. Os valores de c_{max} e CA foram apresentados na Tabela 6.3. No caso I, para o cádmio, atribuiu-se um valor de CA de 90%, que é o cátion com menor capacidade de ser sorvido dentre os demais. Para os demais cátions, foi realizada a hipótese de que CA é proporcional ao quociente entre o coeficiente de retardo do cádmio (R_{Cd}) e o coeficiente de retardo do cátion para o qual c_f foi estimado. A razão R_{Cd}/R é equivalente a razão entre a velocidade das plumas ($v_p = v/R$) de um dos cátions e do cádmio, ou seja, é a velocidade advectiva relativa entre eles.

Com relação ao nitrato e amônia, utilizou-se uma abordagem distinta para determinação de c_f . Presumindo-se que as condições aeróbias da zona não saturada foram mantidas, há a expectativa de que não somente os processos de sorção atuam na pluma de amônia (sob a forma de amônio), mas também a sua oxidação por nitrificação e consequente formação de nitrato. DeSimone & Howes (1998) mostraram que da quantidade de nitrogênio em um efluente – principalmente amônio e nitrogênio orgânico – que infiltra na zona não saturada, cerca de 50 a 70% sofria nitrificação até a sua chegada na zona saturada. Dessa forma, atribuiu-se um valor de CA de 20%, levando em consideração tanto sua oxidação quanto sua elevada capacidade de

ser sorvida. Em contrapartida, o nitrato apresenta-se menor capacidade de ser sorvido e é um dos subprodutos da nitrificação, sendo, portanto, esperado que chegue em maiores concentrações na zona saturada, o que justifica a adoção de 90% para *CA*.

Ainda com relação à Tabela 6.3, os valores dos coeficiente *R* e *D* foram obtidos de estudos que utilizaram solos similares ao latossolo vermelho que forma o aquífero de domínio poroso na área do ACJC, no qual se dá primordialmente o fluxo na zona saturada. Oliveira et al. (2004) utilizou latossolos vermelhos – sendo um deles com classe pedológica idêntica ao predominante no ACJC – em ensaios de coluna com solução composta contendo fosfato, potássio e amônio. Gonçalves et al. (2008) obtiveram *R* e *D* também em ensaios de coluna, realizados com a percolação de uma solução de potássio e nitrato em um latossolo vermelho amarelo, que também está presente na região do ACJC. Por fim, Matos et al. (1999) avaliaram os parâmetros do transporte advectivo-dispersivo-reativo de uma solução com os metais Pb, Cd, Zn e Cu aplicada em colunas de solos, dentre os quais, um latossolo de Minas Gerais com mineralogia similar àquela descrita por Santos (1996) para o ACJC. Nota-se que, os valores de *R* obtidos por Matos et al. (1999) para os metais Cd, Zn e Pb ($R_{Pb} > R_{Zn} > R_{Cd}$) estão de acordo com a sequência supracitada proposta por Carvalho (1997), devido a mineralogia dos latossolos presentes no ACJC. Para o níquel e o manganês, foram atribuídos valores de coeficiente de retardo intermediários aos do cádmio e do zinco, se respaldando também na sequência relatada por Carvalho (1997). Os valores de retardo adotados são representativos de condições nas quais ocorrem condições competitivas de sorção entre os metais e são geralmente menores que os valores obtidos em ensaios utilizando soluções monometálicas (Chotpanarat et al., 2011; Martinez et al., 2001).

Os parâmetros específicos utilizados para cada uma das zonas (1, 2, 3) detalhadas na seção anterior, são apresentados na Tabela 6.4. O gradiente hidráulico da velocidade advectiva – Eq. (5.2) – foi obtido como a mediana da distribuição destes gradientes (Figura 6.12) nas zonas para as quais os cenários atuais de contaminação foram determinados (Tabela 6.4). Na Figura 6.12 também são indicados os ângulos θ , que representam as direções destas componentes de fluxo – com relação ao norte e no sentido horário. O valor médio de θ foi utilizado para calcular o ângulo da direção de fluxo principal (α) – Eq. (5.2) – em cada uma das zonas (Tabela 6.4).

PROPOSTA DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO

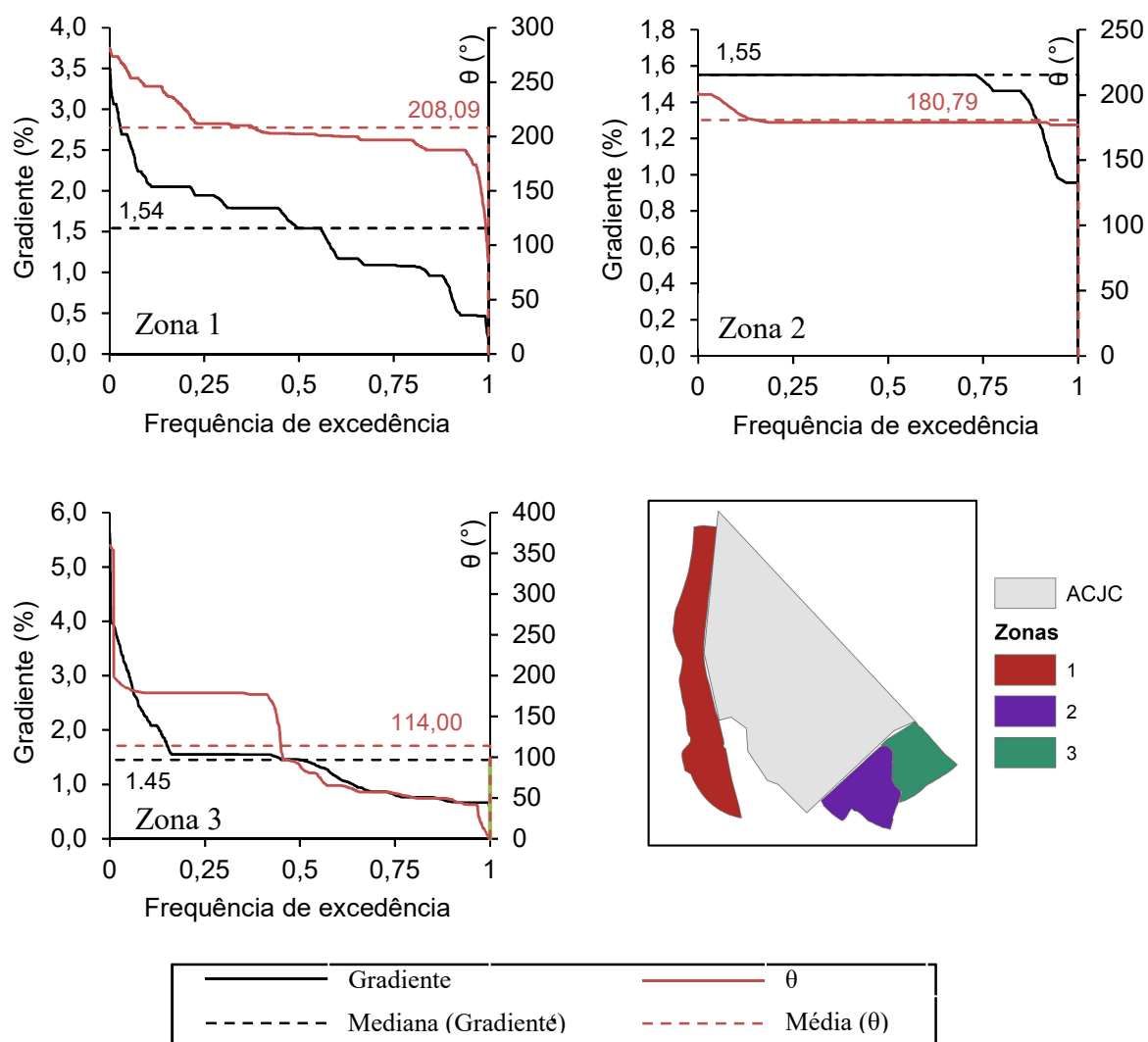


Figura 6.12 – Gradientes e direções de fluxo para as zonas em análise

Tabela 6.4 – Parâmetros específicos utilizados para obter os cenários de contaminação atuais

	Zona 1			Zona 2			Zona 3		
	i	α	c_0	i	α	c_0	i	α	c_0
	m/m	°	mg/L	m/m	°	mg/L	m/m	°	mg/L
Amônia			0,697			26,595			5,821
Nitrato			2,117			5,113			14,393
Cádmio			0,006			0,002			0,008
Níquel	0,0154	46,2	0,002	0,0155	41,4	0,010	0,0145	25,4	0,011
Zinco			0,061			0,023			0,039
Manganês			0,003			0,018			0,054
Chumbo			0,038			0,038			0,038
Parâmetros do solo									
$k_{sat} = 10^{-5}$ m/s									
$\eta = 0,60$									

Os gradientes na zona 1 apresentam variação ampla e ausência de uma tendência de valores evidente, de forma que, pela adoção de um valor de tendência central (mediana), é possível que se esteja sub ou superestimando a componente de fluxo para tal região. A direção dessa componente, por outro lado, possui tendência clara em torno de 200°, ou seja, em direção ao córrego Cabeceira do Valo. Na zona 2, os gradientes e direções da componente de fluxo possuem menor variabilidade, e, portanto, as suas estimativas são mais bem determinadas. Por fim, a zona 3, apesar de estar adjacente a zona 2, contempla duas tendências distintas tanto em termos de gradientes advectivos quanto direções de fluxo. Isto se justifica pelo fato de a área situar-se sob o divisor freático, dividindo regiões com regimes de fluxo subterrâneo distintos. Para o cálculo das velocidades de fluxo para as zonas, utilizaram-se os valores dos parâmetros k_{sat} e η conforme indicados na Tabela 6.4, em acordo com a caracterização dos solos do ACJC fornecidas por Pereira et al. (1997) e Santos (1996).

Por fim, a solução analítica utilizada presume que, como condição inicial, o meio está inicialmente contaminado – Eq. (5.8). No caso, tal contaminação se refere àquela observada em 1996 nas zonas estudadas, sendo indicada para cada contaminante (c_0) conforme a Tabela 6.4. Os valores em questão foram calculados como a média aritmética, em cada uma das zonas, dos valores de concentrações apresentados no Anexo B.

Como já mencionado, tomou-se a média aritmética dos cenários de contaminação referentes aos anos de 2000, 2005, 2010, 2015 e 2019, conforme exemplificado pela Figura 6.13, para fins de quantificação das exposições à tais contaminantes. Os cenários de contaminação para cada contaminante, nas respectivas zonas em consideração, são apresentados na Figura 6.14 e Figura 6.15

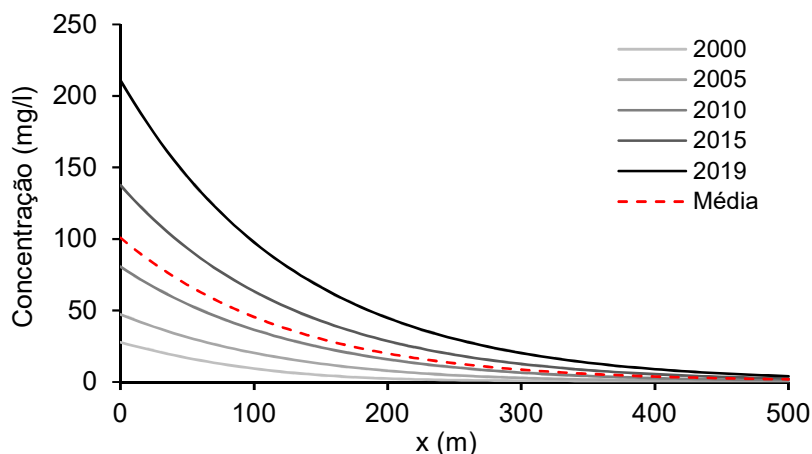


Figura 6.13 – Cenários de contaminação para Amônia (Zona 1) e a média aritmética destes cenários

PROPOSTA DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO

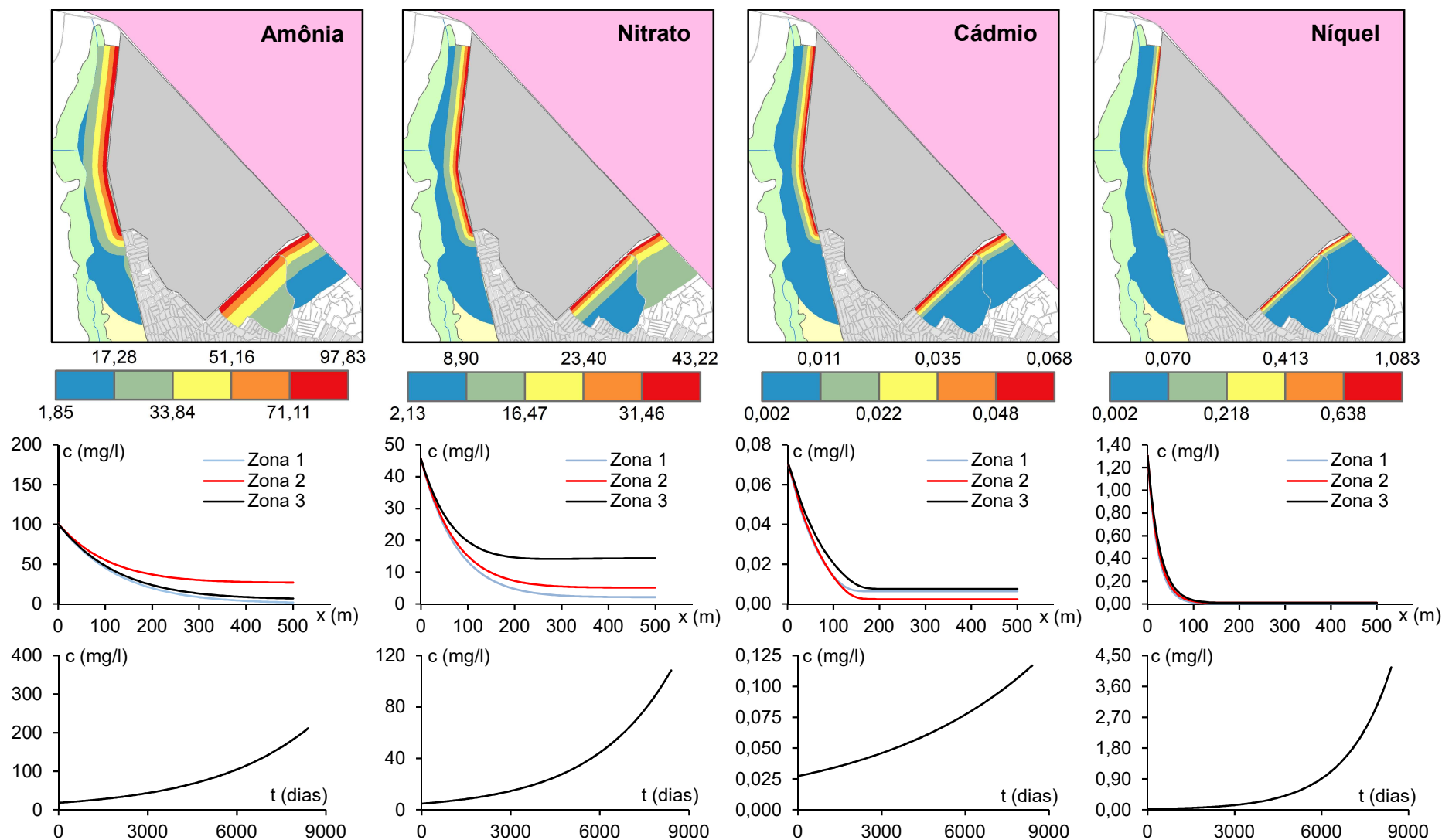


Figura 6.14 – Cenários de contaminação atuais da zona saturada para as zonas em análise próximas ao ACJC (Amônia, Nitrato, Cd, Ni).

PROPOSTA DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO

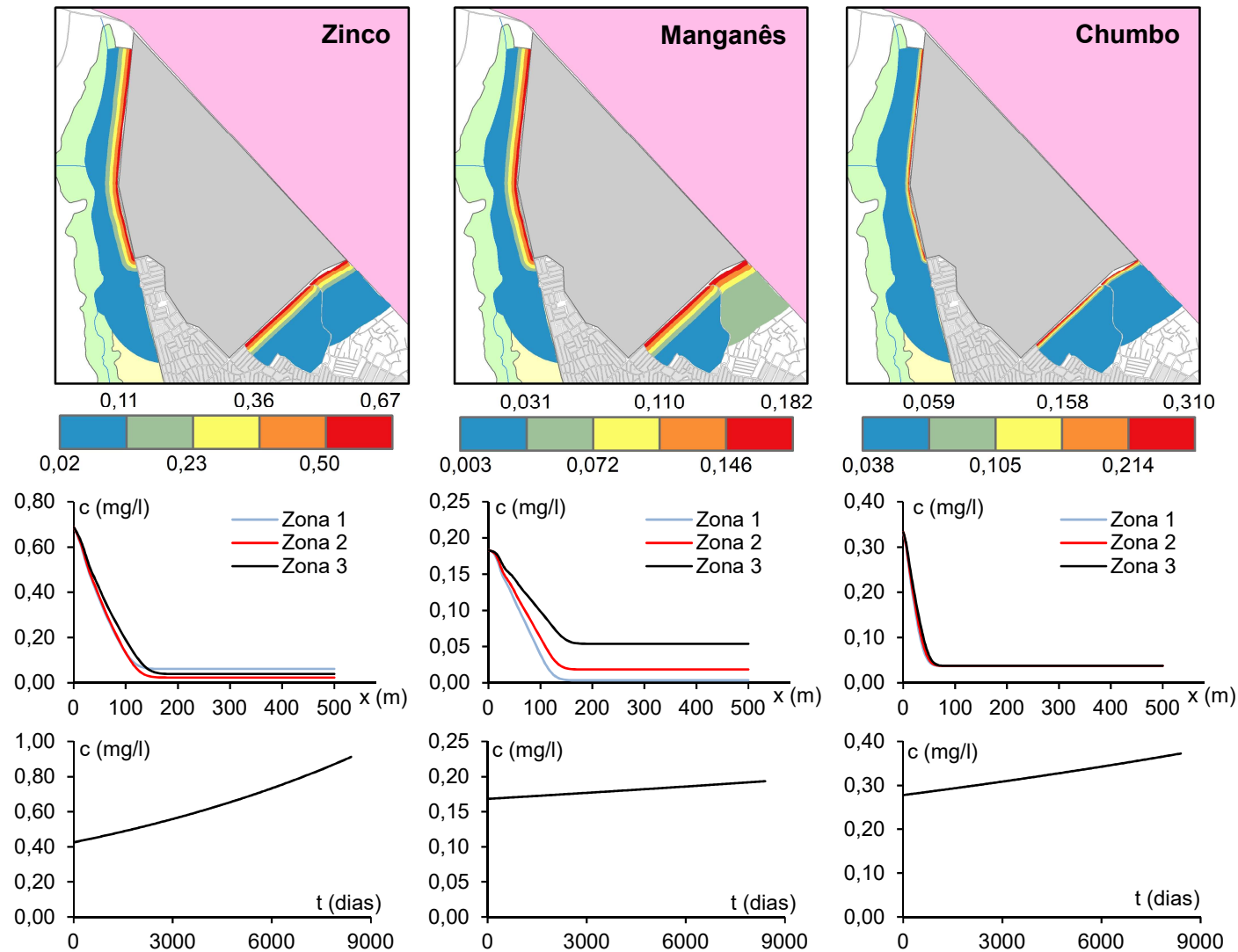


Figura 6.15 - Cenários de contaminação atuais da zona saturada para as zonas em análise próximas ao ACJC (Zn, Mn, Pb)

6.3.2. CONTAMINAÇÃO DA ZONA NÃO SATURADA

Os cenários de contaminação da zona não saturada contemplam a parcela mais superficial desta (profundidade menor que 20 cm), pela qual a exposição pôde efetivamente ocorrer segundo os caminhos caracterizadas na Tabela 6.2. A Eq. (5.15), com a qual tais cenários foram obtidos, teve seus parâmetros ajustados de acordo com os dados de Santana et al. (2008) – Anexo D – resultando nos valores apresentados na Tabela 6.5.

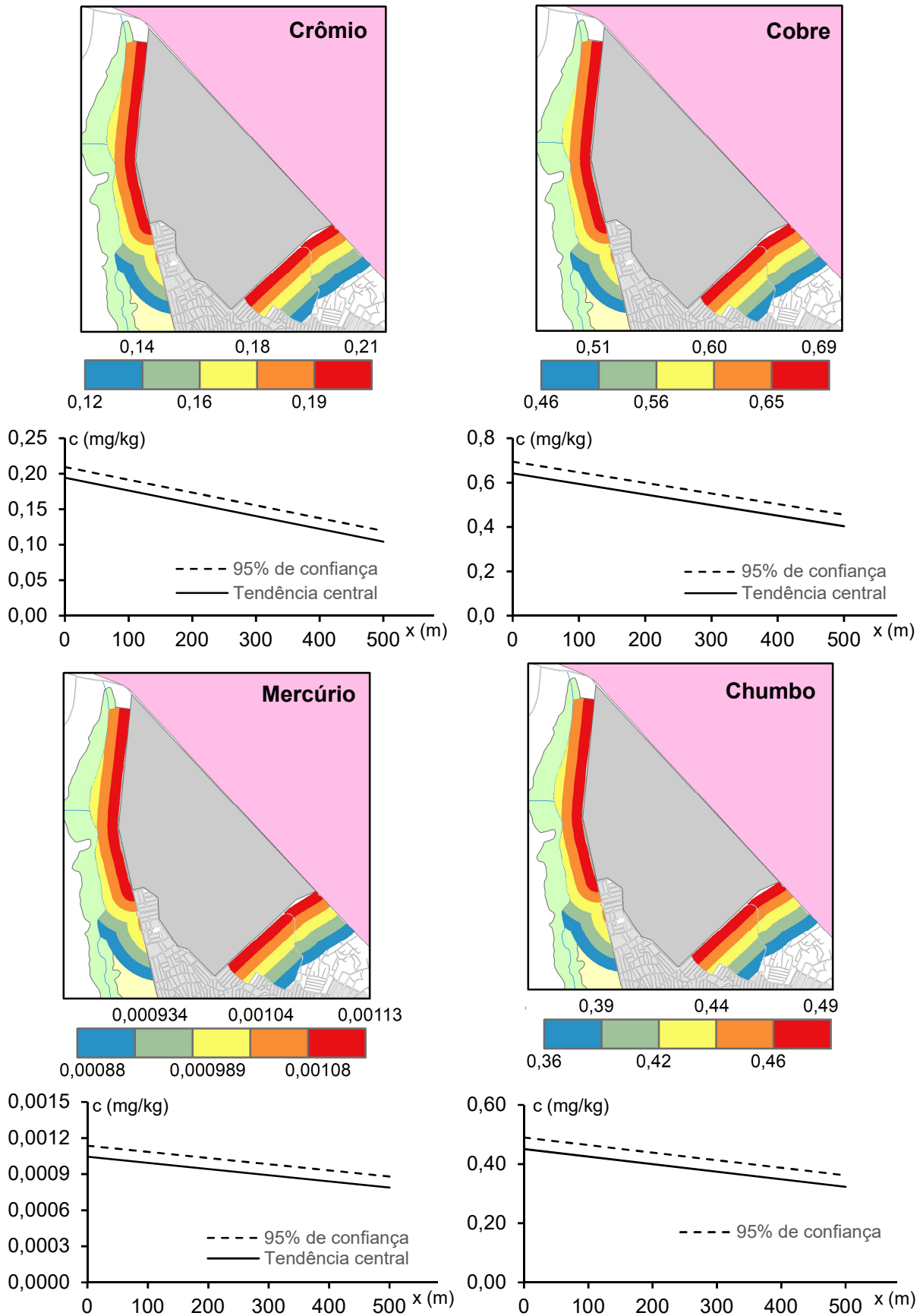
A utilização da formulação, ajustada para esses dados, para propor cenários de contaminação que fossem representativos das concentrações de exposição para o período de avaliação pressupõe que tais dados retratam as concentrações médias para esse período. Tal suposição possui certa coerência uma vez que se verifica que o ano de 2008 é aproximadamente o tempo médio do período de avaliação (1996-2019). Portanto, para uma taxa relativamente constante de variação temporal das concentrações, os dados de Santana et al. (2008) de fato representariam as médias das concentrações dos contaminantes. Essa variação temporal é governada pelos possíveis mecanismos de transporte dos contaminantes oriundos do ACJC para os solos superficiais, que foram convenientemente salientados em 6.1. Em razão da inexistência de dados que permitam a utilização de modelos que descrevem tais fenômenos – tal como realizado para a zona saturada – constatou-se que a utilização dos dados amostrais de Santana et al. (2008) é uma decisão plausível para fins da avaliação que se propõe.

Tabela 6.5 – Parâmetros para obtenção dos cenários de contaminação para os solos superficiais

Contaminantes	Parâmetros		
	m	c_0	$\bar{\sigma}$
	mg/kg/m	mg/kg	mg/kg
Crômio	$-1,80 \cdot 10^{-4}$	$1,94 \cdot 10^{-1}$	$7,58 \cdot 10^{-3}$
Cobre	$-4,77 \cdot 10^{-4}$	$6,42 \cdot 10^{-1}$	$2,62 \cdot 10^{-2}$
Mercúrio	$-5,13 \cdot 10^{-7}$	$1,04 \cdot 10^{-3}$	$4,59 \cdot 10^{-5}$
Chumbo	$-2,56 \cdot 10^{-4}$	$4,51 \cdot 10^{-1}$	$1,94 \cdot 10^{-2}$

A espacialização das concentrações para os metais supracitados, nas possíveis zonas de exposição, juntamente com o perfil típico das concentrações nestas, são apresentados na **Erro! Fonte de referência não encontrada..** Salienta-se que para esses perfis, são mostradas as retas referentes às tendências centrais e referentes à um intervalo de confiança de 95% - obtidas pela Eq. (5.15).

PROPOSTA DE CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO



Erro! Fonte de referência não encontrada. – Cenários de contaminação referentes a zona não saturada (solos superficiais)

As retas que indicam as tendências centrais são equivalentes às da Figura (Anexo) D.2 e descrevem de maneira representativa as tendências nas amostragens realizadas por Santana et al. (2008). Em geral, para os cenários de contaminação por todos os metais mencionados, observa-se um baixo intervalo de variação das concentrações nestes nas zonas, variando de aproximadamente 7,5% a 12,7%. É evidente que a utilização de um modelo linear de variação das concentrações incorre na incapacidade de representar possíveis zonas de acúmulos de contaminantes ("hot spots"), e, portanto, não se presta a obter a distribuição instantânea dos contaminantes. Por outro lado, é razoável a sua utilização para a proposição dos cenários, em virtude da escala espacial e temporal da avaliação a ser realizada.

Segundo o modelo conceitual anteriormente proposto, as concentrações dos metais amostrados por Santana et al. (2008) são notoriamente superiores às de uma área padrão, porém, não chegam a exceder valores orientadores encontrados na legislação brasileira. Mesmo assim, optou-se por conduzir a avaliação para esses contaminantes, uma vez que, nessa fase da análise, não se dispõe de informações suficientes que permitem julgar se as concentrações destes representam risco negligenciável à saúde humana, o que possibilitaria não os avaliar nas etapas seguintes.

6.4. AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

A avaliação da exposição para as zonas apresentadas na Tabela 6.2 foi realizada com o auxílio da ferramenta proposta nesta dissertação. O Apêndice A apresenta as interfaces gráficas da ferramenta proposta, com os módulos e submódulos indicados por índices numéricos que serão utilizados para referenciá-los ao longo do texto. O módulo I representa o módulo inicial, no qual são apresentadas as zonas de exposição e o cenário de contaminação da zona saturada por amônia, conforme apresentados anteriormente. Uma vez que os dados são importados para a ferramenta, o módulo de avaliação da exposição é inicializado, cuja interface gráfica é apresentada em II). Nesse módulo, inicialmente, são obtidas as distribuições espaciais das concentrações de todos os contaminantes, que são apresentadas por meio de um gráfico da frequência dos valores dessas concentrações nas zonas de possível exposição. Neste são indicados os valores de concentrações referentes a uma tendência central, com frequência de excedência de 50% (mediana), e os valores referentes a 0% de excedência (máximo) e 95%

AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

(Percentil 95). É possível definir, para cada uma das zonas, a via para a qual a exposição será quantificada e o valor dos parâmetros utilizados em tal quantificação. Por fim, uma vez definidos todos esses valores para determinada zona, são apresentados os valores de dose absorvida diária (contato dermal) ou dose ingerida diária (ingestão) para esta.

Os resultados anteriormente apresentados – em 6.2 e 6.3 – são os principais dados de entrada na ferramenta. Após a importação destes, foram obtidas – por II) no Apêndice A – as distribuições das concentrações dos contaminantes nas zonas de possível exposição, resumidas na Tabela 6.6. Tais valores são relevantes sob o entendimento de que não é possível definir um valor determinístico para as concentrações de exposição, e, nesse sentido, a utilização de valores representativos da distribuição espacial dessas concentrações é uma alternativa viável.

Tabela 6.6 – Estimativas das concentrações de exposição para os cenários de contaminação considerados.

Meio	Contaminante	Concentrações de exposição ^a - Mediana/95° Percentil/Máxima		
		Zona 1	Zona 2	Zona 3
Águas subterrâneas	Amônia	28,51/82,02/94,72	42,13/85,93/97,83	15,38/75,66/94,64
	Nitrato	7,10/32,80/41,25	9,06/33,72/42,62	14,35/30,66/41,64
	Cádmio	0,0065/0,049/0,065	0,0027/0,051/0,067	0,0076/0,045/0,066
	Níquel	0,0017/0,39/0,91	0,010/0,45/1,03	0,011/0,30/0,95
	Zinco	0,062/0,51/0,65	0,024/0,53/0,66	0,039/0,47/0,65
	Manganês	0,0036/0,15/0,18	0,019/0,16/0,18	0,054/0,15/0,18
Solos superficiais	Chumbo	0,0375/0,14/0,28	0,0375/0,16/0,30	0,0375/0,10/0,29
	Crômio	0,18/0,20/0,21	0,18/0,20/0,21	0,16/0,20/0,21
	Cobre	0,62/0,68/0,69	0,62/0,68/0,69	0,57/0,68/0,69
	Mercúrio	0,00106/0,00112/0,00113	0,00105/0,00112/0,00113	0,00100/0,00112/0,00113
	Chumbo	0,45/0,48/0,49	0,45/0,48/0,49	0,42/0,48/0,49

^amg/L para águas subterrâneas e mg/kg para solos superficiais

Conforme apresentado na Tabela 6.2, foram considerados – para todas as zonas – os caminhos de exposição que contemplam as vias de exposição de ingestão e contato dermal às águas subterrâneas e aos solos superficiais. Nesse sentido, adotaram-se valores para os parâmetros que permitem a quantificação da exposição para tais caminhos e que são dados de entrada da ferramenta (Tabela 6.7). Esses valores são representativos dos cenários de exposição, os quais indicam a maneira com que os padrões de atividades dos indivíduos – ditados pelo uso e ocupação das zonas – influenciam na exposição destes aos contaminantes analisados. No caso, esses padrões de atividades são referentes ao usos, durante o período analisado (1996 a 2019), que foram observados nas zonas de possível exposição. Os valores dos parâmetros tentam

AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

representar os padrões de atividades da população de indivíduos por meio de estimativas estatísticas. A combinação de tipos de estimativas estatísticas distintas permite obter um cenário de máxima exposição razoável (RME) para os caminhos de exposição cujos ingressos serão quantificados.

Tabela 6.7 – Parâmetros referentes aos cenários de exposição em cada uma das zonas

Meio	Via de exposição	Parâmetros de exposição	Zona 1	Zona 2	Zona 3			
Águas subterrâneas	Ingestão	<i>IR</i>	L/dia	1,2 ^a	1,2 ^a	1,2 ^a		
		<i>EF</i>	dias/ano	365 ^b	365 ^b	365 ^b		
		<i>ED</i>	anos	23 ^c	12 ^d	23 ^c		
		<i>BW</i>	kg	61,5 ^e	61,5 ^e	61,5 ^e		
		<i>AT</i>	dias	23·365 ou 70·365 ^f	12·365 ou 70·365 ^f	23·365 ou 70·365 ^f		
	Contato dermal	<i>t_{evento}</i>	horas	0,33 ^g	0,33 ^g	0,33 ^g		
		<i>EV</i>	eventos/dia	1 ^h	1 ^h	1 ^h		
		<i>EF</i>	dias/ano	350 ^h	350 ^h	350 ^h		
		<i>ED</i>	anos	23 ^c	12 ^d	23 ^c		
		<i>SA</i>	cm ²	18000 ^h	18000 ^h	18000 ^h		
		<i>BW</i>	kg	61,5 ^e	61,5 ^e	61,5 ^e		
		<i>AT</i>	dias	23·365 ou 70·365 ^f	12·365 ou 70·365 ^f	23·365 ou 70·365 ^f		
		Solos superficiais	Ingestão	<i>IR</i>	mg/dia	200/100 ⁱ	200/100 ⁱ	200/100 ⁱ
				<i>EF</i>	dias/ano	350 ⁱ	250	350 ⁱ
<i>ED</i>	anos			6/17 ^c	6/17 ^c	6/17 ^c		
<i>BW</i>	kg			16/45 ^e	16/45 ^e	16/45 ^e		
<i>AT</i>	dias			23·365 ou 70·365 ^f	23·365 ou 70·365 ^f	23·365 ou 70·365 ^f		
Contato dermal	<i>EV</i>		eventos/dia	1 ^h	1 ^h	1 ^h		
	<i>EF</i>		dias/ano	350 ⁱ	250	350 ⁱ		
	<i>ED</i>		anos	6/17 ^c	6/17 ^c	6/17 ^c		
	<i>SA</i>		cm ²	2828/5653 ^h	2828/5653 ^h	2828/5653 ^h		
	<i>AF</i>		mg/cm ²	0,2/0,1 ^h	0,2/0,1 ^h	0,2/0,1 ^h		
	<i>BW</i>	kg	16/45 ^e	16/45 ^e	16/45 ^e			
	<i>AT</i>	dias	23·365 ou 70·365 ^f	23·365 ou 70·365 ^f	23·365 ou 70·365 ^f			

^aGuelinckx et al. (2015); ^bUSEPA (1989a); ^c1996 a 2019; ^d1996 a 2008; ^eIBGE (2010); ^fEfeitos não cancerígenos ou cancerígenos; ^gELETRONBRAS (2007); ^hUSEPA (2004a); ⁱUSEPA (2002).

Os cenários considerados para as zonas 1 e 3 refletem uma utilização residencial para todo o período de avaliação, e para a zona 2 durante uma parte deste. Para a ingestão de águas subterrâneas, a USEPA (1989a) recomenda a utilização dos valores relativos aos 90^o ou 95^o percentil para a taxa de ingestão *IR* e a frequência de exposição *EF*. Guelinckx et al. (2015) relatam, para o Brasil, taxas médias de ingestão diárias de 0,83 L/dia para adultos. A USEPA (1989a), por outro lado, relata valores de 1,4 L/dia e 2,0 L/dia para a média e o 90^o percentil da

distribuição dessa taxa. Portanto, com base no valor médio proposto por Guelinckx et al. (2015), uma estimativa, por proporcionalidade, do 90° percentil da distribuição dessa taxa no Brasil seria de 1,2 L/dia, supondo dispersões desta similares aquelas propostas por USEPA (1989a). No caso, considerou-se uma frequência de exposição EF diária (365 dias/ano), conforme recomendado pela USEPA (1989a). A massa corporal BW foi definida como a média dos valores medianos para faixas etárias de indivíduos com mais de 19 anos, apresentados por IBGE (2010). Nota-se que para esse caminho de exposição foram considerados parâmetros (IR , BW) referentes à padrões e características de adultos, antecipando o fato de que a exposição por contato dermal com água é geralmente maior para estes (USEPA, 2004a). Portanto, isto permite que a combinação entre os caminhos de exposição que contemplam a ingestão e o contato dermal com as águas subterrâneas seja realizada, para fins de caracterização do risco, levando em consideração condições de maiores exposições. O submódulo II.a (Apêndice A) é onde se recebem os parâmetros mencionados anteriormente.

Os parâmetros de exposição por contato dermal com as águas subterrâneas assumem valores representativos dos padrões de atividades e características de adultos, pela constatação de que estes experienciam, geralmente, os maiores ingressos. O ato de banhar-se com essas águas é considerado o evento que representa as maiores condições de exposição, devido à frequência com que este ocorre e por envolver uma grande área da fronteira de exposição (pele). Na região centro-oeste do Brasil, onde o ACJC está inserido, existem evidências de que o tempo de banho de cerca de 83,6% dos indivíduos é menor que 20 minutos (ELETROBRAS, 2007) e esse valor foi atribuído à t_{evento} . A frequência do evento EV e da exposição EF e a área de pele superficial SA tabelados representam um cenário de RME, segundo a USEPA (2004a). A exposição às águas subterrâneas tanto por ingestão quanto por contato dermal foi considerada para a zona 2 apenas para o período em que tal área teve uso tipicamente residencial com padrões rurais de ocupação, e, com isso, apresentando poços ou cisternas nas quais os indivíduos abasteciam-se para fins diversos. Estima-se que tal período se estendeu de 1996 a 2008, justificando o valor diferenciado de ED adotado. Os submódulos II.b e II.b.2 (Apêndice A) receberam os parâmetros mencionados anteriormente.

A quantificação da exposição às espécies químicas presentes no solo superficial, por outro lado, foi realizada levando-se em consideração que a exposição a este apresenta a especificidade de ser mais elevada na infância e diminuir com a idade (USEPA, 2002). Nesse sentido, para ingestão de solo contaminado, é calculado um fator de ingestão de solo – Eq. (3.16) – que

AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

realiza a ponderação das distintas condições de exposição de acordo com a faixa etária. sendo apresentados os valores de *IR*, *ED* e *BW* para essas faixas. A USEPA (2002) recomenda a adoção de taxas de ingestão acidental *IR*, em áreas residenciais, de 200 mg/dia para indivíduos com menos de 6 anos e 100 mg/dia para indivíduos com idade maior que 6 anos. Ainda que o uso das zonas tenha sido predominantemente residencial no período analisado, os padrões de atividades presentes nelas (produção agrícola, construção de ocupações irregulares) apontam para taxas de ingestão acidental possivelmente elevadas também entre adultos. Para as faixas etárias mencionadas foram obtidos os valores médios das medianas referentes a massa corporal de acordo com os padrões antropométricos da população brasileira (IBGE, 2010). Devido a uma utilização residencial das zonas 1 e 3 no período em análise, foram atribuídas frequências de exposição *EF* de 350 dias/ano, conforme recomendado pela USEPA (2002). Para a zona 2, atribuiu-se um valor inferior, uma vez que a, partir de aproximadamente 2008, o seu uso predominante foi recreativo. Dessa forma, esse valor foi obtido considerando uma frequência de exposição de 144 dias/ano (3 dias/semana) a partir de 2008 e 350 dias/ano para os anos anteriores a este. Obtém-se 250 dias/ano como a média desses valores. Os submódulos II.c e II.c.1 (Apêndice A) receberam os parâmetros mencionados anteriormente.

Concomitante à ingestão de solo, foi considerado o contato dermal com este e a consequente absorção das espécies químicas nele presentes para o organismo. De forma similar a ingestão, calcula-se um fator de exposição dermal ajustado, o qual considera as distintas condições de exposição de acordo com as faixas etárias dos indivíduos – Eq. (3.21). O fator de aderência à pele (*AF*), considerado para a faixa etária de 0 a 6 anos, é a média geométrica desse valor para um cenário de crianças brincando em solo úmido, e para a faixa etária acima desta, considerou-se um cenário de atividades de jardinagem, tomando-se também a média geométrica (USEPA, 2004a). Para esses mesmos cenários, considera-se que as crianças apresentam a cabeça, antebraço, mãos, pernas (porção inferior) e pés disponíveis e os adultos todos os membros mencionados, exceto os pés, como fronteiras de exposição (USEPA, 2004a). A soma das áreas referentes a tais membros é apresentada na Tabela 6.7 **Erro! Fonte de referência não encontrada.** Os eventos de exposição por contato dermal foram supostamente diários para todas as zonas, justificando o valor de *EV* adotado. O restante dos parâmetros (*EF*, *ED*, *BW*) tiveram seus valores definidos de maneira equivalente a exposição por ingestão acidental dos solos. A entrada dos parâmetros mencionados se deu por meio dos submódulos II.d e II.d.1 (Apêndice A).

AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

Para os caminhos de exposição considerados, ressalta-se que o valor de AT assume valores distintos a depender do tipo de efeito tóxico das espécies químicas. No caso, em se tratando de exposições de longo-prazo – como as que possivelmente ocorreram nas zonas analisadas desde 1996 – e a espécies não cancerígenas, adota-se um valor de AT equivalente ao próprio período de exposição ED . Por outro lado, para efeitos cancerígenos, a quantificação do ingresso se dá distribuindo a dose por um período equivalente à vida dos indivíduos. Portanto, nesse caso, AT assume o valor de 70 anos (convertido para dias), que é proposto por USEPA (1989a). Tal valor condiz com a realidade da população brasileira, que nos anos 2000 apresentava expectativa de vida de 69,8 anos (IBGE, 2018b).

Além dos parâmetros apresentados na Tabela 6.7 foi necessário definir valores para parâmetros específicos à cada espécie química, que são necessários para a quantificação da exposição de cada uma delas. Na presente avaliação, esses parâmetros descrevem como se dá o ingresso, pela pele do indivíduo, das espécies químicas presentes tanto nas águas subterrâneas quanto no solo. No caso, K_p – o coeficiente de permeabilidade da pele – é apresentado, segundo USEPA (2004a), para o Cádmio (Cd), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) conforme a Tabela 6.8 e para as demais espécies químicas adotou-se um valor padrão conservador de $1 \cdot 10^{-3}$ cm/hr. Os valores do fator de absorção dermal ABS_d são adimensionais e foram adotados conforme avaliações de risco já conduzidas na literatura para exposição aos metais em questão (De Miguel et al., 2007; Zheng et al., 2010).

Tabela 6.8 – Parâmetros que descrevem o ingresso das espécies químicas pela pele

Parâmetros	Amônia	Nitrato	Cd	Ni	Zn	Mn	Pb	Cr	Cu	Hg
K_p (cm/hr)	10^{-3}	10^{-3}	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	10^{-3}	10^{-3}	$1,3 \cdot 10^{-4}$	NA	NA	NA
ABS_d	NA	NA	NA	NA	NA	NA	10^{-3}	10^{-3}	10^{-3}	10^{-3}

NA: Não se aplica;

Os parâmetros descritos nas tabelas anteriores permitiram a quantificação das exposições aos contaminantes em termos das suas doses ingeridas (ingestão de água subterrânea e solo contaminados) e absorvidas (contato dermal com água subterrânea e solo contaminado). No caso, considerando que as condições de exposição são homogêneas nas zonas consideradas então as doses ingeridas e absorvidas têm sua variabilidade condicionada à distribuição das concentrações nas zonas avaliadas. Assim, pela utilização da mediana ou o percentil 95 destas concentrações (Tabela 6.6) como as concentrações de exposição, são obtidas as estimativas de doses ingeridas e absorvidas equivalentes a tais níveis estatísticos. A Tabela 6.9 reúne essas estimativas para as zonas de exposição avaliadas.

AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

Tabela 6.9 – Valores de dose ingerida diária (*I*) e dose absorvida diária (*DAD*)

Meio	Contaminante	Zona 1				Zona 2				Zona 3			
		Dose ingerida diária <i>I</i> (mg/kg/dia)		Dose absorvida diária <i>DAD</i> (mg/kg/dia)		Dose ingerida diária <i>I</i> (mg/kg/dia)		Dose absorvida diária <i>DAD</i> (mg/kg/dia)		Dose ingerida diária <i>I</i> (mg/kg/dia)		Dose absorvida diária <i>DAD</i> (mg/kg/dia)	
		Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil
Águas subterrâneas	Amônia	$5,56 \cdot 10^{-1}$	$1,60 \cdot 10^{+0}$	$2,64 \cdot 10^{-3}$	$7,60 \cdot 10^{-3}$	$8,22 \cdot 10^{-1}$	$1,68 \cdot 10^{+0}$	$3,90 \cdot 10^{-3}$	$7,96 \cdot 10^{-3}$	$3,00 \cdot 10^{-1}$	$1,48 \cdot 10^{+0}$	$1,42 \cdot 10^{-3}$	$7,01 \cdot 10^{-3}$
	Cádmio	$1,26 \cdot 10^{-4}$	$9,61 \cdot 10^{-4}$	$6,00 \cdot 10^{-7}$	$4,56 \cdot 10^{-6}$	$5,30 \cdot 10^{-5}$	$9,96 \cdot 10^{-4}$	$2,51 \cdot 10^{-7}$	$4,73 \cdot 10^{-6}$	$1,48 \cdot 10^{-4}$	$8,77 \cdot 10^{-4}$	$7,02 \cdot 10^{-7}$	$4,16 \cdot 10^{-6}$
	Chumbo	$7,32 \cdot 10^{-4}$	$2,67 \cdot 10^{-3}$	$4,52 \cdot 10^{-7}$	$1,65 \cdot 10^{-6}$	$7,32 \cdot 10^{-4}$	$3,03 \cdot 10^{-3}$	$4,52 \cdot 10^{-7}$	$1,87 \cdot 10^{-6}$	$7,32 \cdot 10^{-4}$	$1,89 \cdot 10^{-3}$	$4,52 \cdot 10^{-7}$	$1,17 \cdot 10^{-6}$
	Chumbo*	$2,40 \cdot 10^{-4}$	$8,79 \cdot 10^{-4}$	$1,48 \cdot 10^{-7}$	$5,42 \cdot 10^{-7}$	$1,25 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$7,74 \cdot 10^{-8}$	$3,34 \cdot 10^{-7}$	$2,40 \cdot 10^{-4}$	$6,21 \cdot 10^{-4}$	$1,48 \cdot 10^{-7}$	$3,83 \cdot 10^{-7}$
	Manganês	$6,98 \cdot 10^{-5}$	$2,92 \cdot 10^{-3}$	$3,31 \cdot 10^{-7}$	$1,39 \cdot 10^{-5}$	$3,66 \cdot 10^{-4}$	$3,06 \cdot 10^{-3}$	$1,74 \cdot 10^{-6}$	$1,45 \cdot 10^{-5}$	$1,05 \cdot 10^{-3}$	$2,95 \cdot 10^{-3}$	$4,99 \cdot 10^{-6}$	$1,40 \cdot 10^{-5}$
	Níquel	$3,36 \cdot 10^{-5}$	$7,68 \cdot 10^{-3}$	$4,30 \cdot 10^{-8}$	$9,84 \cdot 10^{-6}$	$1,99 \cdot 10^{-4}$	$8,73 \cdot 10^{-3}$	$2,55 \cdot 10^{-7}$	$1,12 \cdot 10^{-5}$	$2,09 \cdot 10^{-4}$	$5,52 \cdot 10^{-3}$	$2,67 \cdot 10^{-7}$	$7,38 \cdot 10^{-6}$
	Nitrato	$1,38 \cdot 10^{-1}$	$6,40 \cdot 10^{-1}$	$6,57 \cdot 10^{-4}$	$3,04 \cdot 10^{-3}$	$1,77 \cdot 10^{-1}$	$6,58 \cdot 10^{-1}$	$8,40 \cdot 10^{-4}$	$3,12 \cdot 10^{-3}$	$2,80 \cdot 10^{-1}$	$5,98 \cdot 10^{-1}$	$1,33 \cdot 10^{-3}$	$2,84 \cdot 10^{-3}$
	Zinco	$1,20 \cdot 10^{-3}$	$9,96 \cdot 10^{-3}$	$5,71 \cdot 10^{-6}$	$4,73 \cdot 10^{-5}$	$4,67 \cdot 10^{-4}$	$1,03 \cdot 10^{-2}$	$2,22 \cdot 10^{-6}$	$4,87 \cdot 10^{-5}$	$7,61 \cdot 10^{-4}$	$9,10 \cdot 10^{-3}$	$3,61 \cdot 10^{-6}$	$4,32 \cdot 10^{-5}$
Solos superficiais	Chumbo	$2,11 \cdot 10^{-6}$	$2,27 \cdot 10^{-6}$	$7,98 \cdot 10^{-9}$	$8,57 \cdot 10^{-9}$	$1,51 \cdot 10^{-6}$	$1,62 \cdot 10^{-6}$	$5,69 \cdot 10^{-9}$	$6,13 \cdot 10^{-9}$	$1,98 \cdot 10^{-6}$	$2,26 \cdot 10^{-6}$	$7,46 \cdot 10^{-9}$	$8,51 \cdot 10^{-9}$
	Chumbo*	$6,95 \cdot 10^{-7}$	$7,46 \cdot 10^{-7}$	$2,62 \cdot 10^{-9}$	$2,82 \cdot 10^{-9}$	$4,95 \cdot 10^{-7}$	$5,33 \cdot 10^{-7}$	$1,87 \cdot 10^{-9}$	$2,01 \cdot 10^{-9}$	$6,49 \cdot 10^{-7}$	$7,41 \cdot 10^{-7}$	$2,45 \cdot 10^{-9}$	$2,80 \cdot 10^{-9}$
	Cobre	$2,91 \cdot 10^{-6}$	$3,21 \cdot 10^{-6}$	$1,10 \cdot 10^{-8}$	$1,21 \cdot 10^{-8}$	$2,07 \cdot 10^{-6}$	$2,29 \cdot 10^{-6}$	$7,83 \cdot 10^{-9}$	$8,65 \cdot 10^{-9}$	$2,66 \cdot 10^{-6}$	$3,18 \cdot 10^{-6}$	$1,00 \cdot 10^{-8}$	$1,20 \cdot 10^{-8}$
	Crômio	$8,52 \cdot 10^{-7}$	$9,63 \cdot 10^{-7}$	$3,22 \cdot 10^{-9}$	$3,63 \cdot 10^{-9}$	$6,06 \cdot 10^{-7}$	$6,88 \cdot 10^{-7}$	$2,29 \cdot 10^{-9}$	$2,60 \cdot 10^{-9}$	$7,55 \cdot 10^{-7}$	$9,52 \cdot 10^{-7}$	$2,85 \cdot 10^{-9}$	$3,59 \cdot 10^{-9}$
	Crômio*	$2,80 \cdot 10^{-7}$	$3,16 \cdot 10^{-7}$	$1,06 \cdot 10^{-9}$	$1,19 \cdot 10^{-9}$	$1,99 \cdot 10^{-7}$	$2,26 \cdot 10^{-7}$	$7,52 \cdot 10^{-10}$	$8,54 \cdot 10^{-10}$	$2,48 \cdot 10^{-7}$	$3,13 \cdot 10^{-7}$	$9,36 \cdot 10^{-10}$	$1,18 \cdot 10^{-9}$
	Mercúrio	$4,97 \cdot 10^{-9}$	$5,28 \cdot 10^{-9}$	$1,87 \cdot 10^{-11}$	$1,99 \cdot 10^{-11}$	$3,54 \cdot 10^{-9}$	$3,77 \cdot 10^{-9}$	$1,34 \cdot 10^{-11}$	$1,42 \cdot 10^{-11}$	$4,69 \cdot 10^{-9}$	$5,25 \cdot 10^{-9}$	$1,77 \cdot 10^{-11}$	$1,98 \cdot 10^{-11}$

*Doses para efeitos cancerígenos

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

Em geral, observa-se que as doses ingeridas superam as absorvidas em cerca de duas a três ordens de magnitude, para todos os contaminantes, meios e zonas analisados. Em um cenário de exposição que contempla ingestão e contato dermal com águas subterrâneas as doses absorvidas são geralmente inferiores às ingeridas (USEPA, 2004a). O valor do percentil 95 para as doses ingeridas e absorvidas pela água subterrânea supera em uma ou duas ordens de magnitude as suas respectivas medianas, indicando um maior intervalo de variação das doses recebidas pelos indivíduos por esse meio, enquanto, para os solos superficiais, as medianas e o percentil 95 possuem a mesma ordem de magnitude. Esse fato é explicado pela menor uniformidade da distribuição espacial dos contaminantes nas águas subterrâneas em comparação com os solos superficiais.

6.5. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

A avaliação da toxicidade foi conduzida por meio do módulo mostrado em III (Apêndice). Nesse módulo, os caminhos para os quais as exposições foram anteriormente quantificadas são apresentados por meio de uma árvore de nós, cujo nós finais indicam os valores de toxicidade adotados para esses caminhos. No mesmo módulo são apresentadas listas de valores de toxicidade compilados do banco de dados IRIS (USEPA, 2019), que contemplam 473 espécies químicas cujos efeitos tóxicos não são cancerígenos e 110 cujos efeitos tóxicos são cancerígenos. Associadas a cada uma delas existe um “link” que direciona para a página *web* do IRIS, contendo todas as informações acerca da derivação dos valores de toxicidade.

As informações e valores de toxicidade para cada uma das espécies químicas cujas exposições foram quantificadas são resumidas conforme a Tabela 6.10. A principal fonte de dados para o estabelecimento de valores de toxicidade apropriados é a fornecida pela ferramenta, que faz referência ao banco de dados IRIS. Esse banco de dados foi preferivelmente adotado uma vez que os valores de toxicidade contidos nele passaram por um processo de revisão por pares e pela revisão consensual da agência (USEPA, 2003). Como fontes secundárias, é recomendada a utilização de dados oriundos de outras agências. De forma complementar, utilizaram-se informações do Escritório de Avaliação de Perigo para a Saúde Ambiental da Califórnia (OEHHA – “California Office of Environmental Health Hazard Assessment”).

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

Tabela 6.10 – Resumo das informações de toxicidade relativas aos contaminantes avaliados

Contaminantes	Efeitos Cancerígenos			Efeitos não cancerígenos		ABS _{GI}	SF _{abs}	RfD _{abs}
	Evidências	SF _{oral} (mg/kg/dia) ⁻¹	Região afetada	RfD _{oral} (mg/kg/dia)	Efeito crítico			
Amônia	-	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	Provavelmente cancerígeno a humanos (Inalação) ^{a,b}	NA	Sistema respiratório ^{a,b}	5,0·10 ^{-4a}	Proteinúria (Sistema urinário) ^a	0,05 ^c	-	2,5·10 ⁻⁵
Chumbo	Provavelmente cancerígeno a humanos (Oral) ^{d,b}	8,5·10 ^{-3b}	Sistema renal ^b	1,7·10 ^{-4c}	Déficit de QI em crianças ^e	1 ^c	8,5·10 ⁻³	1,7·10 ⁻⁴
Manganês	Não classificável quanto ao potencial cancerígeno ^f	-	-	1,4·10 ^{-1f}	Efeitos no sistema nervoso central ^f	0,04 ^c	-	5,6·10 ⁻³
Níquel	Cancerígeno ao ser humano (Inalação) ^{g,b}	NA	Sistema respiratório ^{g,b}	2,0·10 ^{-2g}	Diminuição do peso corporal e dos órgãos ^g	0,04 ^c	-	8,0·10 ⁻⁴
Nitrato	Evidências não conclusivas ^h	-	-	1,6·10 ^{-0h}	Metemoglobinemia (Sistema hematológico) ^h	1 ^c	-	1,6·10 ⁺⁰
Zinco	Não classificável quanto ao potencial cancerígeno ⁱ	-	-	3,0·10 ⁻¹ⁱ	Decréscimo na atividade da enzima superóxido dismutase cobre-zinco dependente nos eritrócitos de adultos (Sistema imunológico e hematológico) ⁱ	1 ^c	-	3,0·10 ⁻¹
Cobre	Não classificável quanto ao potencial cancerígeno ^j	-	-	7,0·10 ^{-2k}	Diarreia, vômitos, náuseas ^k	1 ^c	-	7,0·10 ⁻²
Crômio	Cancerígeno ao ser humano (Inalação) ^l Evidências em ratos (Oral) ^b	4,2·10 ^{-1b}	Sistema respiratório ^l Sistema gastrointestinal ^b	3,0·10 ^{-3l}	-	0,025 ^c	1,68·10 ⁺¹	7,5·10 ⁻⁵
Mercúrio	Não classificável quanto ao potencial cancerígeno ^m	-	-	1,6·10 ⁻⁴ⁿ	Efeitos no sistema nervoso central ⁿ	1 ^c	-	1,6·10 ⁻⁴

^a USEPA (1989b); ^bOEHH (2009a); ^cUSEPA (2004a); ^dUSEPA (2004b); ^eOEHH (2009b); ^fUSEPA (1995b); ^gUSEPA (1994); ^hUSEPA (1991b); ⁱUSEPA (2005b); ^jUSEPA (1988); ^kOEHH (2008a); ^lUSEPA (1998); ^mUSEPA (1995a); ⁿOEHH (2008b); NA: Não se aplica

Com relação aos efeitos tóxicos cancerígenos das espécies químicas, são apresentadas as evidências acerca do potencial carcinogênico de cada uma delas, os valores de toxicidade (SF) e as regiões possivelmente afetadas pelos tumores, caso exista evidência suficiente disso. No caso, a Tabela 6.10 se restringe a apresentar os valores de SF referentes às vias de exposição para as quais as exposições foram quantificadas anteriormente. Para os efeitos não cancerígenos, são apresentados os valores das doses de referência (RfD), quando disponibilizados pelas bases de dados das agências ambientais consultadas. Para esses valores, são também mencionados os efeitos críticos específicos a cada RfD e espécie química. De forma similar, essas informações são apresentadas apenas para a toxicidade devido à exposição oral, que serão utilizadas para caracterizar os riscos devido às exposições quantificadas. Tanto o valor de SF_{oral} quanto RfD_{oral} podem ser extrapolados para a via de exposição por contato dermal (SF_{dermal} , RfD_{dermal}), a partir da estimativa da fração do contaminante que é absorvida pelo trato gastrointestinal dos indivíduos (ABS_{gi}) (USEPA, 2004a)

Primeiramente, cabe destacar que a amônia não dispõe de valores de toxicidade segundo as bases pesquisadas. Até o momento, nenhuma agência concluiu que existem evidências do seu potencial cancerígeno devido ao ingresso por qualquer via de exposição (USEPA, 2018). Por outro lado, efeitos não-cancerígenos são relatados por agências e organizações. Na base de dados IRIS (USEPA, 2019), um valor de toxicidade é apresentado para a inalação da amônia, cujo efeito crítico se manifesta como um funcionamento débil dos pulmões e outros sintomas respiratórios, porém, não se consideraram, na presente avaliação, caminhos que contemplam a inalação como via de exposição. Atualmente, a USEPA está conduzindo a avaliação da toxicidade para a amônia e os sais de amônio, com o intuito de estimar um valor de RfD_{oral} para estes. A OMS salienta que, para seres humanos, doses superiores a 33,7 mg/kg/dia do íon amônio podem acarretar alterações no metabolismo humano (WHO, 2003), dose esta que é substancialmente superior às doses apresentadas na Tabela 6.9. Dessa maneira, em virtude da não existência de valores de toxicidade oficiais, segundo as bases de dados pesquisadas, e das evidências de baixa toxicidade do ingresso de amônia pela via oral, a proposição de indicadores quantitativos de risco não será realizada para esta.

De forma similar à amônia, não foram adotados valores de SF para as espécies químicas que não possuem evidências de serem cancerígenas ou cujos valores de SF se referem à exposição por vias que não foram avaliadas. Para os metais manganês, cobre, zinco e mercúrio, USEPA

(1995b, 1988, 2005b, 1995a) salienta que os estudos existentes acerca de seus potenciais cancerígenos são inadequados, não permitindo classificá-los quanto a isso. A inadequação é justificada por esses estudos não serem representativos da exposição a humanos, ou pelo fato de os estudos realizados com animais mostrarem-se inconclusivos. Por outro lado, OEHHA (1997) apresenta estudos que contém informações sobre exposição humana à nitrato, porém, concluem que, mesmo esses estudos mostrando uma associação entre a incidência de câncer com exposições a concentrações elevadas de nitrato (>50 mg/L), tal associação não resulta em uma relação de causa e efeito bem definida. Para o cádmio e o níquel OEHHA (2009a) e USEPA (1989b, 1994) apresentam evidências e estudos de que ambos quando inalados apresentam potencial cancerígeno, atuando no sistema respiratório. Apesar de serem fornecidos valores para o “*Slope Factor*” referentes a tal via de exposição, estes não se aplicam a presente avaliação, pois foram consideradas, para essas espécies químicas, apenas a ingestão e contato dermal – com águas subterrâneas – como possíveis vias de exposição. Por fim, o Chumbo e o Crômio são as únicas espécies químicas para as quais existem evidências suficientes do potencial cancerígeno – segundo a via de exposição oral – que permitem o estabelecimento de valores quantitativos (SF_{oral}) que descrevem o comportamento dose-resposta destes.

No caso, o chumbo é classificado como provável cancerígeno, por USEPA (2004b), sendo que a principal evidência disso advém de estudos com ratos e camundongos, que permitiram verificar que a ocorrência de tumores nos rins é uma resposta típica da exposição por via oral ao chumbo. Porém, segundo essa base de dados, os estudos considerando exposição a seres humanos foram considerados inadequados para refutar ou demonstrar o potencial cancerígeno a humanos em virtude da exposição ao chumbo. Somado a isso, existem diversas incertezas e variáveis que influenciam desde a absorção e excreção do chumbo por indivíduos, o que levou USEPA (2004b) a não apresentar um valor de SF_{oral} para este. OEHHA (2009b) reconhece tais conclusões e propõe a estimativa do valor de SF_{oral} para o chumbo com bases em dados de exposições a animais. Esses dados foram obtidos por Azar et al. (1973), que verificaram a ocorrência de tumores nos rins como dependente da dose administrada ao longo de um período de dois anos. A partir disso, OEHHA (2009b) converteu as doses observadas em doses equivalentes a humanos, e extrapolaram a relação dose-resposta experimental para pequenas doses, por meio de um modelo multiestágio linearizado. A partir desse, estimaram um valor referente à um limite de confiança superior para o coeficiente linear dessa extrapolação, sendo o valor de SF_{oral} indicado na Tabela 6.10. Com relação ao crômio, USEPA (1998) fornece

evidências e valores de SF apenas para a inalação deste e ressalta que não puderam ser localizados estudos que tratassem do seu potencial cancerígeno pela via oral. Para essa via, OEHHA (2009a) identificou estudos realizados com ratos, nos quais observou-se incidência de tumores malignos e benignos de estômago nestes. Os dados de Borneff *et al.* (1968) foram utilizados por OEHHA (2009a) para derivar o valor de SF_{oral} , com metodologia similar àquela aplicada para o chumbo, resultando no valor apresentado na Tabela 6.10.

Para os efeitos não-cancerígenos os valores de RfD foram obtidos diretamente da base de dados IRIS (USEPA, 2019), exceto para o chumbo e o cobre. Para o chumbo há o entendimento que o estabelecimento de valores de referência não é apropriado, uma vez que não é possível detectar níveis limiares suficientemente baixos de chumbo que não resultem em efeitos adversos à saúde humana (USEPA, 2004b). OEHHA (2009b) traz evidências de que o ingresso de cerca 2,86 $\mu\text{g}/\text{dia}$ de chumbo equivale a um aumento de 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ da concentração sanguínea de chumbo em crianças e esse aumento é correlacionável a queda de um ponto no QI destas. O valor de 2,86 $\mu\text{g}/\text{dia}$ é utilizado por OEHHA (2009b) para obter concentrações ambientais de chumbo que sejam protetivas da saúde humana. Para a presente avaliação, esse valor foi normalizado pela massa corporal média (16 kg) de crianças de 0 a 6 anos, conforme já apresentado na Tabela 6.7, resultando no valor apresentado na Tabela 6.10. Li *et al.* (2014) utilizaram valores similares ($1,4 \cdot 10^{-4}$ $\text{mg}/\text{kg}/\text{dia}$) para representar a toxicidade não cancerígena do chumbo para a via de exposição oral. De maneira similar, USEPA (1988) não apresenta uma dose de referência para exposição oral ao cobre. O valor estabelecido para o cobre foi estimado a partir da evidência da existência, segundo OEHHA (2008a), de um máximo valor de dose (NOAEL = 426 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$) para o qual não se observam efeitos adversos para crianças e pela aplicação a este de um fator de incerteza de 3, resultando no valor indicado na Tabela 6.10. Para as demais espécies químicas os valores de RfD_{oral} foram apresentados em conformidade com os efeitos críticos que permitiram derivá-los. Cabe salientar que tais efeitos são os primeiros efeitos a se manifestarem se as doses de exposição ultrapassam uma dose limiar, cujo limite superior é representado pelas doses de referência. Portanto, os possíveis efeitos da exposição aos contaminantes avaliados não se restringem aos apresentados, podendo ser distintos se as doses de exposição excedem consideravelmente RfD_{oral} .

Por fim, a partir de SF_{oral} e RfD_{oral} , foram obtidos os valores de toxicidade referentes à via de exposição dermal (SF_{dermal} e RfD_{dermal}). A extrapolação em questão é necessária uma vez que o a exposição a contaminantes pela via dermal foi quantificada em termos de doses absorvidas

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

diárias (DAD), não sendo comparáveis aos valores de toxicidade referentes à via de exposição oral. Os valores que representam a fração da dose ingerida que é absorvida no trato gastrointestinal (ABS_{gi}) foram adotados conforme USEPA (2004a) e permitem obter SF_{dermal} e RfD_{dermal} , dividindo SF_{oral} e multiplicando RfD_{oral} , respectivamente, por tais valores (Tabela 6.10).

Com isso, as informações contidas na Tabela 6.10 foram introduzidas no Módulo de Avaliação da Toxicidade (III) (Apêndice A) para dar continuidade a avaliação de riscos. Ressalta-se que os valores de toxicidade contidos no IRIS estão presentes no banco de dados da ferramenta, ao passo que aqueles derivados com base no OEHHA foram introduzidos manualmente.

6.6. CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

Com base nas informações introduzidas nos módulos anteriores, os quocientes de risco (QR) e riscos de câncer (RC) são instantaneamente computados pela ferramenta para cada caminho de exposição para a qual a exposição foi quantificada e o valor de toxicidade definido. A interface referente ao Módulo de Caracterização do Risco é mostrada em IV no Apêndice A e permite, inicialmente, selecionar a zona e o tipo de efeito tóxico (cancerígeno ou não cancerígeno) que serão caracterizados. Uma vez definidos, devem ser realizadas as combinações pertinentes entre os indicadores de risco, primeiramente, para distintos caminhos de exposição, e, em seguida, para distintos contaminantes. No submódulo IV.a (Apêndice A) são apresentados os valores, para determinado contaminante, dos indicadores de risco (QR ou SF) para cada caminho de exposição e, por meio de uma caixa de seleção, pode-se estabelecer os caminhos que devem ser combinados para esse contaminante.

Os indicadores de risco para todos os contaminantes, zonas, caminhos de exposição e efeitos tóxicos avaliados anteriormente, foram transcritos diretamente da ferramenta para a Tabela 6.11. No caso, foram utilizadas as doses de exposição referentes a uma estimativa de tendência central (mediana) e a de um limite superior (percentil 95) (Tabela 6.10), resultando em estimativas equivalentes dos indicadores de risco.

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

Tabela 6.11 – Tabela resumo da caracterização do risco por meio de indicadores quantitativos (QR) e

Meio	Contaminante	Zona 1				Zona 2				Zona 3			
		Ingestão		Contato dermal		Ingestão		Contato dermal		Ingestão		Contato dermal	
		Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil
<i>Quociente de risco não cancerígeno (QR)</i>													
Águas subterrâneas	Cádmio	$2,53 \cdot 10^{-1}$	$1,92 \cdot 10^{+0}$	$2,40 \cdot 10^{-2}$	$1,82 \cdot 10^{-1}$	$1,06 \cdot 10^{-1}$	$1,99 \cdot 10^{+0}$	$1,01 \cdot 10^{-2}$	$1,89 \cdot 10^{-1}$	$2,96 \cdot 10^{-1}$	$1,75 \cdot 10^{+0}$	$2,81 \cdot 10^{-2}$	$1,67 \cdot 10^{-1}$
	Chumbo	$4,30 \cdot 10^{+0}$	$1,57 \cdot 10^{+1}$	$2,66 \cdot 10^{-3}$	$9,71 \cdot 10^{-3}$	$4,30 \cdot 10^{+0}$	$1,78 \cdot 10^{+1}$	$2,66 \cdot 10^{-3}$	$1,10 \cdot 10^{-2}$	$4,30 \cdot 10^{+0}$	$1,11 \cdot 10^{+1}$	$2,66 \cdot 10^{-3}$	$6,86 \cdot 10^{-3}$
	Manganês	$4,99 \cdot 10^{-4}$	$2,09 \cdot 10^{-2}$	$5,92 \cdot 10^{-5}$	$2,47 \cdot 10^{-3}$	$2,61 \cdot 10^{-3}$	$2,19 \cdot 10^{-2}$	$3,10 \cdot 10^{-4}$	$2,60 \cdot 10^{-3}$	$7,52 \cdot 10^{-3}$	$2,11 \cdot 10^{-2}$	$8,92 \cdot 10^{-4}$	$2,50 \cdot 10^{-3}$
	Níquel	$1,68 \cdot 10^{-3}$	$3,84 \cdot 10^{-1}$	$5,38 \cdot 10^{-5}$	$1,23 \cdot 10^{-2}$	$9,95 \cdot 10^{-3}$	$4,37 \cdot 10^{-1}$	$3,19 \cdot 10^{-4}$	$1,40 \cdot 10^{-2}$	$1,04 \cdot 10^{-2}$	$2,88 \cdot 10^{-1}$	$3,34 \cdot 10^{-4}$	$9,22 \cdot 10^{-3}$
	Nitrato	$8,65 \cdot 10^{-2}$	$4,00 \cdot 10^{-1}$	$4,11 \cdot 10^{-4}$	$1,90 \cdot 10^{-3}$	$1,11 \cdot 10^{-1}$	$4,11 \cdot 10^{-1}$	$5,25 \cdot 10^{-4}$	$1,95 \cdot 10^{-3}$	$1,75 \cdot 10^{-1}$	$3,74 \cdot 10^{-1}$	$8,31 \cdot 10^{-4}$	$1,77 \cdot 10^{-3}$
	Zinco	$4,01 \cdot 10^{-3}$	$3,32 \cdot 10^{-2}$	$1,90 \cdot 10^{-5}$	$1,58 \cdot 10^{-4}$	$1,56 \cdot 10^{-3}$	$3,42 \cdot 10^{-2}$	$7,39 \cdot 10^{-6}$	$1,62 \cdot 10^{-4}$	$2,54 \cdot 10^{-3}$	$3,03 \cdot 10^{-2}$	$1,20 \cdot 10^{-5}$	$1,44 \cdot 10^{-4}$
<i>Risco de câncer (RC)</i>													
	Chumbo	$2,04 \cdot 10^{-6}$	$7,47 \cdot 10^{-6}$	$1,26 \cdot 10^{-9}$	$4,61 \cdot 10^{-9}$	$1,07 \cdot 10^{-6}$	$4,41 \cdot 10^{-6}$	$6,58 \cdot 10^{-0}$	$2,72 \cdot 10^{-9}$	$2,04 \cdot 10^{-6}$	$5,28 \cdot 10^{-6}$	$1,26 \cdot 10^{-9}$	$3,26 \cdot 10^{-9}$
<i>Quociente de risco não cancerígeno (QR)</i>													
Solos superficiais	Chumbo	$1,24 \cdot 10^{-2}$	$1,34 \cdot 10^{-2}$	$4,69 \cdot 10^{-5}$	$5,04 \cdot 10^{-5}$	$8,86 \cdot 10^{-3}$	$9,55 \cdot 10^{-3}$	$3,34 \cdot 10^{-5}$	$3,60 \cdot 10^{-5}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$1,33 \cdot 10^{-2}$	$4,39 \cdot 10^{-5}$	$5,01 \cdot 10^{-5}$
	Cobre	$4,16 \cdot 10^{-5}$	$4,58 \cdot 10^{-5}$	$1,57 \cdot 10^{-7}$	$1,73 \cdot 10^{-7}$	$2,96 \cdot 10^{-5}$	$3,28 \cdot 10^{-5}$	$1,12 \cdot 10^{-7}$	$1,24 \cdot 10^{-7}$	$3,80 \cdot 10^{-5}$	$4,54 \cdot 10^{-5}$	$1,43 \cdot 10^{-7}$	$1,71 \cdot 10^{-7}$
	Crômio	$2,84 \cdot 10^{-4}$	$3,21 \cdot 10^{-4}$	$4,29 \cdot 10^{-5}$	$4,85 \cdot 10^{-5}$	$2,02 \cdot 10^{-4}$	$2,29 \cdot 10^{-4}$	$3,05 \cdot 10^{-5}$	$3,46 \cdot 10^{-5}$	$2,52 \cdot 10^{-4}$	$3,17 \cdot 10^{-4}$	$3,80 \cdot 10^{-5}$	$4,79 \cdot 10^{-5}$
	Mercurio	$3,10 \cdot 10^{-5}$	$3,30 \cdot 10^{-5}$	$1,17 \cdot 10^{-7}$	$1,25 \cdot 10^{-7}$	$2,21 \cdot 10^{-5}$	$2,36 \cdot 10^{-5}$	$8,35 \cdot 10^{-8}$	$8,90 \cdot 10^{-8}$	$2,93 \cdot 10^{-5}$	$3,28 \cdot 10^{-5}$	$1,11 \cdot 10^{-7}$	$1,24 \cdot 10^{-7}$
<i>Risco de câncer (RC)</i>													
	Chumbo	$5,91 \cdot 10^{-9}$	$6,34 \cdot 10^{-9}$	$2,23 \cdot 10^{-11}$	$2,39 \cdot 10^{-11}$	$4,21 \cdot 10^{-9}$	$4,53 \cdot 10^{-9}$	$3,18 \cdot 10^{-12}$	$3,42 \cdot 10^{-12}$	$5,52 \cdot 10^{-9}$	$6,30 \cdot 10^{-9}$	$2,08 \cdot 10^{-11}$	$2,38 \cdot 10^{-11}$
	Crômio	$1,18 \cdot 10^{-7}$	$1,33 \cdot 10^{-7}$	$1,78 \cdot 10^{-8}$	$2,01 \cdot 10^{-8}$	$8,36 \cdot 10^{-8}$	$9,50 \cdot 10^{-8}$	$1,26 \cdot 10^{-8}$	$1,43 \cdot 10^{-8}$	$1,04 \cdot 10^{-7}$	$1,31 \cdot 10^{-7}$	$1,57 \cdot 10^{-8}$	$1,98 \cdot 10^{-8}$

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

Em um primeiro momento os valores de QR e RC (Tabela 6.11) para os contaminantes foram combinados entre os caminhos de exposição. Para tal, pressupõe-se que o ingresso de um contaminante em específico – no organismo das populações presentes nas zonas – ocorreu simultaneamente, no período analisado, por todos os caminhos de exposição contemplados por esse contaminante. Para todos os contaminantes, exceto o chumbo, os caminhos combinados foram a ingestão e o contato dermal com as águas subterrâneas ou a ingestão e o contato dermal com os solos superficiais. O chumbo, no caso, é o único que teve sua exposição vinculada a todos os possíveis caminhos de exposição considerados, como consequência da proposição de cenários de contaminação tanto das águas subterrâneas quanto dos solos superficiais por este. Uma vez realizadas as combinações supracitadas, obtiveram-se os indicadores totais de risco à saúde humana (QR_{total} e RC_{total}), para cada um dos contaminantes e zonas avaliadas (Tabela 6.12). Para cada um deles são apresentadas as contribuições percentuais médias (para todas as zonas), com relação a QR_{total} e RC_{total} , referentes aos caminhos de exposição considerados (Figura 6.16). No cômputo dessas contribuições realizaram-se o quociente entre os valores de QR ou RC para determinado contaminante, e os seus valores totais. Os resultados apresentados na Tabela 6.12 foram obtidos pelo submódulo IV.a (Apêndice A) pela seleção dos caminhos de exposição a serem combinados para cada contaminante. A contribuição (absoluta) de cada caminho de exposição é apresentada na interface do próprio módulo IV por meio de gráficos para cada um dos contaminantes.

Tabela 6.12 - Indicadores de risco totais para cada contaminante avaliado (QR_{total} e RC_{total})

Contaminantes	Zona 1		Zona 2		Zona 3	
	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil	Mediana	95° Percentil
<i>Quociente de risco não cancerígeno total (QR_{total})</i>						
Cádmio	$2,77 \cdot 10^{-1}$	$2,10 \cdot 10^{+0}$	$1,16 \cdot 10^{-1}$	$2,18 \cdot 10^{+0}$	$3,24 \cdot 10^{-1}$	$1,92 \cdot 10^{+0}$
Chumbo	$4,32 \cdot 10^{+0}$	$1,58 \cdot 10^{+1}$	$4,32 \cdot 10^{+0}$	$1,78 \cdot 10^{+1}$	$4,32 \cdot 10^{+0}$	$1,11 \cdot 10^{+1}$
Manganês	$5,58 \cdot 10^{-4}$	$2,33 \cdot 10^{-2}$	$2,92 \cdot 10^{-3}$	$2,45 \cdot 10^{-2}$	$8,41 \cdot 10^{-3}$	$2,36 \cdot 10^{-2}$
Níquel	$1,73 \cdot 10^{-3}$	$3,96 \cdot 10^{-1}$	$1,03 \cdot 10^{-2}$	$4,51 \cdot 10^{-1}$	$1,08 \cdot 10^{-2}$	$2,97 \cdot 10^{-1}$
Nitrato	$8,70 \cdot 10^{-2}$	$4,02 \cdot 10^{-1}$	$1,11 \cdot 10^{-1}$	$4,13 \cdot 10^{-1}$	$1,76 \cdot 10^{-1}$	$3,76 \cdot 10^{-1}$
Zinco	$4,03 \cdot 10^{-3}$	$3,34 \cdot 10^{-2}$	$1,57 \cdot 10^{-3}$	$3,44 \cdot 10^{-2}$	$2,55 \cdot 10^{-3}$	$3,05 \cdot 10^{-2}$
Cobre	$4,18 \cdot 10^{-5}$	$4,60 \cdot 10^{-5}$	$2,97 \cdot 10^{-5}$	$3,29 \cdot 10^{-5}$	$3,81 \cdot 10^{-5}$	$4,56 \cdot 10^{-5}$
Crômio	$3,27 \cdot 10^{-4}$	$3,69 \cdot 10^{-4}$	$2,33 \cdot 10^{-4}$	$2,64 \cdot 10^{-4}$	$2,90 \cdot 10^{-4}$	$3,65 \cdot 10^{-4}$
Mercúrio	$3,12 \cdot 10^{-5}$	$3,31 \cdot 10^{-5}$	$2,22 \cdot 10^{-5}$	$2,37 \cdot 10^{-5}$	$2,94 \cdot 10^{-5}$	$3,29 \cdot 10^{-5}$
<i>Risco de câncer total (RC_{total})</i>						
Chumbo	$2,05 \cdot 10^{-6}$	$7,48 \cdot 10^{-6}$	$1,07 \cdot 10^{-6}$	$4,42 \cdot 10^{-6}$	$2,05 \cdot 10^{-6}$	$5,29 \cdot 10^{-6}$
Crômio	$1,35 \cdot 10^{-7}$	$1,53 \cdot 10^{-7}$	$9,63 \cdot 10^{-8}$	$1,09 \cdot 10^{-7}$	$1,20 \cdot 10^{-7}$	$1,51 \cdot 10^{-7}$

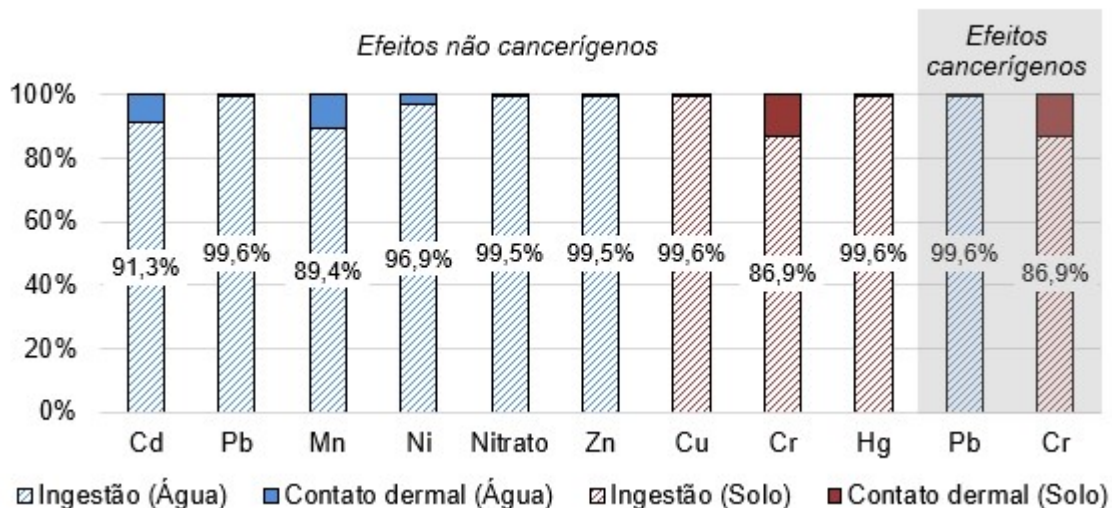


Figura 6.16 – Contribuição percentual média dos caminhos de exposição para os valores de QR_{total} e SF_{total} .

No que tange os possíveis efeitos não cancerígenos devido à exposição dos indivíduos – por todos os caminhos de exposição – aos contaminantes avaliados, é possível afirmar que as populações presentes nas zonas avaliadas estiveram resguardadas de riscos apreciáveis desde que se estabeleceram nessas zonas, na década de 90. Isto se conclui a partir da avaliação dos valores de tendência central de QR e RC . A via de exposição que apresentou maior contribuição para os valores de QR_{total} para todos os contaminantes – presentes na água ou solo – é a ingestão. Os quocientes, com os quais as contribuições percentuais indicadas foram obtidas, não são influenciados pelas durações da exposição (ED), uma vez que estas se anulam quando da realização destes. Portanto, pode-se afirmar que a contribuição relativa entre os caminhos de exposição, para um mesmo meio, é função tanto dos parâmetros que descrevem a interação dos contaminantes com os indivíduos – ABS_d , K_p na Tabela 6.8 e ABS_{GI} na Tabela 6.10 – quanto dos parâmetros que representam os padrões de atividades humanas que se configuram em exposição (Tabela 6.7).

O único contaminante que suscita maiores preocupações é o chumbo, cujo valor de QR_{total} excedeu a unidade para todas as zonas avaliadas. O fato do QR_{total} , para este, exceder a unidade significa que existe alguma probabilidade de que os indivíduos expostos a ele manifestem o efeito crítico para o qual o seu valor de RfD foi definido (Tabela 6.10). No caso, infere-se que tais efeitos podem ter se manifestado em uma parcela significativa dos indivíduos presentes nessas zonas, uma vez que a mediana de QR_{total} excede a unidade. Uma parcela menor destes,

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

abrangida pelos valores de QR_{total} relativos ao percentil 95 – que excedem a unidade em mais de uma ordem de grandeza – pode ter manifestado outros efeitos, além do efeito crítico. Salienta-se que, o valor de RfD_{oral} adotado foi referido como a dose ingerida que induziria um aumento de $1 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ da concentração deste na corrente sanguínea de crianças. Esse valor representa o incremento de concentração que ocasionaria na diminuição de 1 ponto no QI destas, como salientado por OEHHA (2009). Em razão dessa relação incremental, é possível constatar que existe certa proporcionalidade entre o nível de criticidade com que o efeito crítico se manifesta e a magnitude com que QR_{total} excede a unidade, ou seja, quanto maior o valor de QR_{total} para os indivíduos, maior seria o déficit de QI a que estes estariam sujeitos. Por outro lado, os possíveis efeitos decorrentes da exposição por chumbo em níveis que superam RfD_{oral} são relatados por OEHHA (2009) e apresentados na Figura 6.17. Pela magnitude dos valores de QR_{total} referentes ao percentil 95, e sabendo-se que o valor de RfD se refere a um incremento de $1 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ na concentração sanguínea de chumbo, é esperado que para a parcela dos indivíduos sujeitos à tais valores houve um aumento superior a $10 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ da concentração de chumbo na corrente sanguínea, que está relacionado aos efeitos apresentados na Figura 6.17.

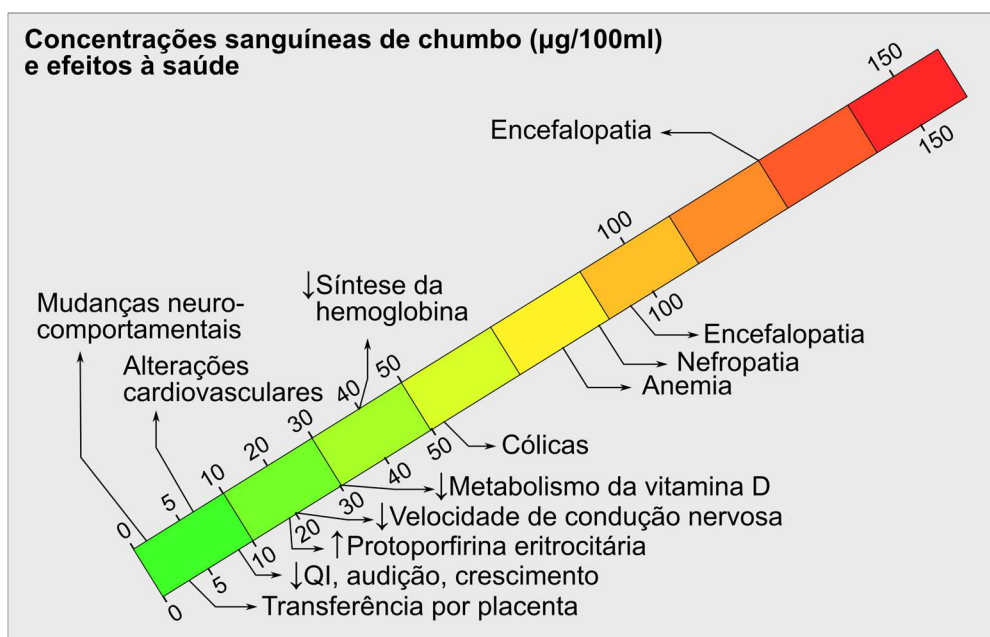


Figura 6.17 – Efeitos à saúde humana relacionados à concentração sanguínea de chumbo. Adaptado de OEHHA (2009)

Na literatura é possível verificar a utilização de valores de RfD_{oral} menos conservadores para o chumbo. De Miguel et al. (2007) adotam $3,5 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/dia}$, valor derivado a partir da concentração aceitável de chumbo na água, proposta pela Organização Mundial da Saúde

(WHO, 1993). Nesse caso, WHO (1993) estabelece uma concentração de 0,05 mg/L como um valor conservativo que preservaria as concentrações de chumbo no sangue abaixo de 30 µg/100 ml, que é considerada uma concentração sanguínea alta para crianças. Por meio de uma avaliação simples realizada com a ferramenta, é possível obter o valor de QR referente a ingestão de águas subterrâneas – para a zona 1, por exemplo – utilizando o valor de concentração aceitável para o chumbo, proposto por WHO (1993), como concentração de exposição. Dessa forma, obtém-se um valor e QR de 5,7, indicando que o valor proposto por WHO (1993), à época, não era suficientemente protetivo da saúde humana. Em 2003, a OMS optou por adotar o valor de 0,01 mg/L como concentração aceitável para o chumbo (WHO, 2003).

Segundo a Tabela 6.12, para todos demais contaminantes avaliados não se observaram valores para a tendência central QR_{total} que excederam a unidade. Para o cádmio e o nitrato, tais valores, independentemente da zona, apresentam-se cerca de uma ordem de magnitude inferiores a unidade. Porém, no caso do cádmio, é possível que uma minoria das populações expostas a este possa ter manifestado o efeito crítico referente a seu valor de RfD_{oral} , uma vez que o percentil 95 relativo ao seu QR_{total} chega a exceder a unidade. Isto não se observa para o nitrato, cujas estimativas do percentil 95 de QR_{total} para todas as zonas avaliadas mantêm-se inferiores a unidade. Dessa maneira, é possível concluir que as populações das zonas não manifestaram efeitos deletérios à saúde decorrentes da exposição ao nitrato. A mesma conclusão pode ser feita com relação à exposição a todos os demais contaminantes, os quais apresentaram estimativas de QR_{total} (mediana e percentil 95) consideravelmente inferiores a unidade.

Para o chumbo e o cádmio, cujos valores de QR_{total} excedem a unidade, a Figura 6.18 apresenta a variação de QR_{total} com suas concentrações de exposição nas águas subterrâneas, que seguem a mesma tendência para todas as zonas avaliadas. Os valores obtidos de concentrações referentes a $QR_{total} = 1$ foram de 0,009 mg/L e 0,023 mg/L, para o chumbo e o cádmio, respectivamente. A Resolução Conama n° 420/2009 adota como valores de investigação (VI) os valores de 0,01 mg/L e 0,005 mg/L, para o chumbo e o cádmio, respectivamente, e salienta que tais valores representam um limite a partir do qual existem riscos potenciais à saúde humana. Nota-se que, para o chumbo, o VI – que é a mesma concentração adotada pela OMS a partir de 2003 (WHO, 2003) – se compara de forma razoável com o valor obtido a partir da Figura 6.18. Por outro lado, o VI para o cádmio é cerca de 1 ordem de magnitude mais conservador do que aquele obtido da Figura 6.18. Como possíveis explicações para tal distinção

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

podem-se levantar as seguintes hipóteses a) a utilização, pela resolução, de um valor de RfD_{oral} mais conservador que aquele utilizado nesta dissertação para se derivar VI; b) a consideração de outros caminhos de exposição além daqueles considerados nesta dissertação. Uma vez que os procedimentos para derivação dos VI não são divulgados, tais hipóteses não puderam ser verificadas. Tanto para o cádmio quanto para o chumbo conclui-se, portanto, que os valores de VI para as águas subterrâneas, segundo CONAMA (2009), são suficientemente protetivos da saúde humana para os cenários de exposição das zonas avaliadas.

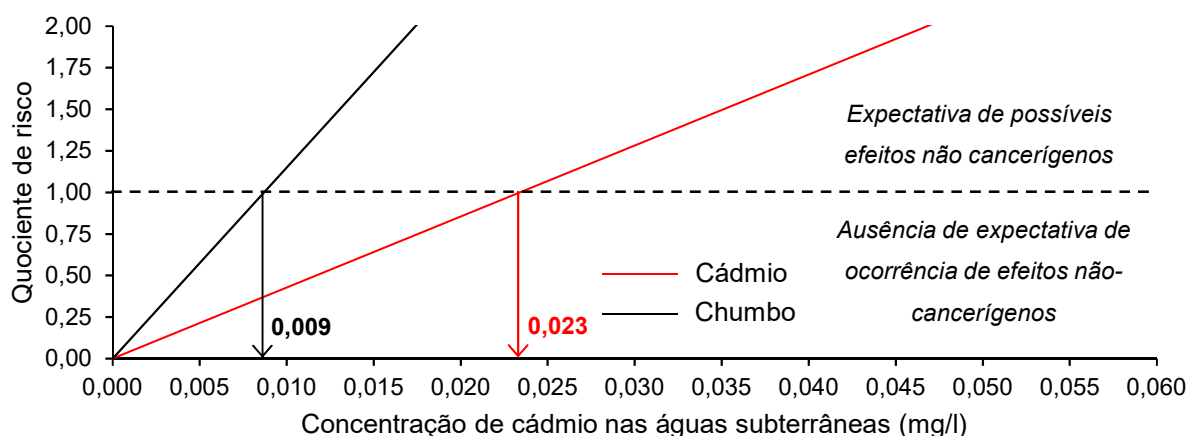


Figura 6.18 - Variação do quociente de risco não cancerígeno com a concentração de chumbo e cádmio

Diferentemente de QR , os valores de RC , referentes ao risco de câncer, são interpretados de forma probabilística. Por exemplo, um valor de 10^{-6} para CR indica que existe o risco de uma ocorrência adicional de câncer em um milhão de indivíduos, quando comparado com populações não expostas. Tal ocorrência poderia se dar ao longo da vida de um indivíduo e em virtude de sua exposição em qualquer fase desta. As avaliações de risco para substâncias cancerígenas baseiam-se atualmente em recomendações de agências, que estipulam um intervalo tolerável para o risco de câncer que varia de 10^{-4} a 10^{-6} (Hu et al., 2012; Towle et al., 2018). No caso, valores de CR que excedem 10^{-4} indicam a presença de ameaças a saúde humana, enquanto aqueles menores que 10^{-6} indicam que tais ameaças não estão presentes. Para os riscos de câncer totais RC_{total} calculados (Tabela 6.12) fica evidente que, em todas as zonas avaliadas, a exposição ao chumbo resulta em riscos de câncer toleráveis, enquanto que, para o cádmio, esses valores atingem patamares negligenciáveis. De maneira similar aos efeitos não-cancerígenos, a ingestão de água (chumbo) e solo (cádmio) são caminhos de exposição que

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

governam os valores de risco obtidos, ainda que para o cromo o contato dermal com o solo contribua em mais de 10% para os valores de RC_{total} (Figura 6.16).

A Figura 6.19 apresenta a maneira com que as concentrações de exposição referentes ao chumbo (nas águas subterrâneas) e ao cromo (nos solos superficiais) se traduzem em risco de câncer para as populações das zonas avaliadas. Evidencia-se que, para o chumbo, as concentrações de exposição que levariam a uma ocorrência de valores de risco na zona não tolerável são de aproximadamente 1,8 mg/l (Zonas 1 e 3) e 3,5 mg/L (Zona 2). Para o cromo essas concentrações são de 67,6 mg/kg (Zonas 1 e 3) e 187 mg/kg (Zona 2). Tais concentrações excedem as concentrações de exposição adotadas (Tabela 6.6) em cerca de 1 ordem de magnitude para o chumbo e de 2 a 3 ordens de magnitude para o cromo. Comparando-se as concentrações de chumbo que limitam a zona de risco de câncer não tolerável com aquela referente a $QR_{total} = 1$, fica evidente que uma vez garantido um valor de $QR_{total} < 1$, os riscos de câncer não excedem o limite da faixa não tolerável. Com relação ao cromo, deve-se salientar que o seu valor de intervenção para um cenário residencial é de 300 mg/kg, segundo CONAMA (2009). Tal valor encontra-se além das concentrações obtidas na Figura 6.19 como indicativas de um patamar de risco máximo tolerável, e, portanto, não seria representativo, para o caso em estudo, de um valor protetivo da saúde humana.

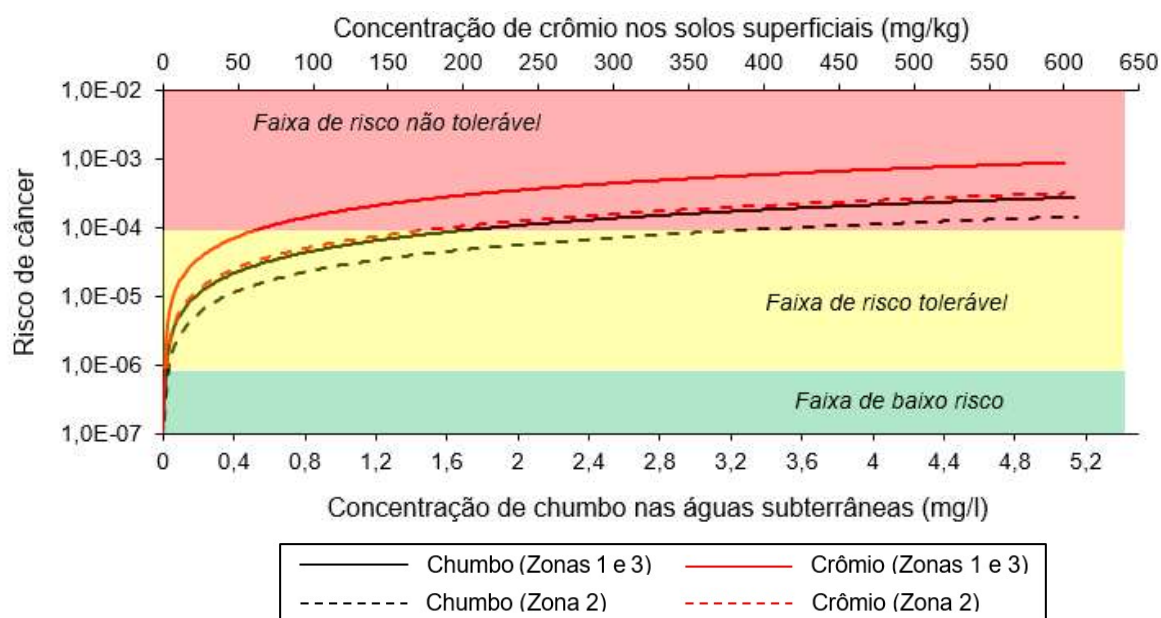


Figura 6.19 – Variação do risco de câncer com a concentração de chumbo e cromo.

Por fim, os valores dos indicadores quantitativos de risco foram combinados entre os contaminantes avaliados com o intuito de obter indicadores de risco globais para efeitos não-

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

cancerígenos e cancerígenos. Primeiramente, para efeitos não-cancerígenos a USEPA (1989a) assume que a combinação de valores de QR_{total} menores que a unidade pode resultar em efeitos adversos à saúde. No caso, tal combinação se resume ao somatório dos valores de QR_{total} para os contaminantes, indicada aqui como $QR_{total,comb}$. A suposição de aditividade entre QR_{total} para contaminantes distintos é válida quando estes produzem efeitos similares ou atuam sob um mesmo mecanismo, sob o risco de uma superestimação de $QR_{total,comb}$.

Dessa forma, foram propostas possíveis combinações a serem realizadas para os contaminantes cujos valores de QR_{total} foram apresentados anteriormente e cujos efeitos críticos foram relatados na Tabela 6.10. No caso, a Combinação 1 é formada pelo chumbo, manganês e mercúrio, uma vez que os seus efeitos críticos estão relacionados ao sistema nervoso. A Combinação 2 contempla o nitrato e o zinco, que produzem efeitos relacionados ao sistema imunológico. Por fim, ainda que não tenha sido relatado um efeito crítico para o valor de RfD_{oral} do crômio, considerou-se que este e o cobre compõem a Combinação 3. A consideração se respalda em estudo apresentado por OEHHA (2011), o qual indicou que moradores de uma vila próxima a uma fábrica de alumínio apresentavam efeitos tais como diarreia e vômitos devido à ingestão de água subterrânea contaminada por crômio por essa fábrica. Os demais contaminantes não foram combinados entre si, por falta de evidências de que estes produzem efeitos similares, e foram denominados de Combinação 4 (Cádmio) e Combinação 5 (Níquel), para manter a nomenclatura. A Tabela 6.13 apresenta os resultados para $QR_{total,comb}$.

Tabela 6.13 – Valores dos coeficientes de risco combinados para os caminhos de exposição e contaminantes avaliados $QR_{total,comb}$

Combinações	Zona 1		Zona 2		Zona 3	
	Mediana	Percentil 95	Mediana	Percentil 95	Mediana	Percentil 95
Combinação 1 <i>$QR_{total,comb}$</i>	$4,32 \cdot 10^{+0}$ (92,11%)	$1,58 \cdot 10^{+1}$ (84,31%)	$4,32 \cdot 10^{+0}$ (94,75%)	$1,79 \cdot 10^{+1}$ (85,30%)	$4,33 \cdot 10^{+0}$ (89,39%)	$1,12 \cdot 10^{+1}$ (80,97%)
Chumbo	99,99%	99,85%	99,93%	99,86%	99,81%	99,79%
Manganês	0,01%	0,15%	0,07%	0,14%	0,19%	0,21%
Mercúrio	0,0007%	0,0002%	0,0005%	0,0001%	0,0007%	0,0003%
Combinação 2 <i>$QR_{total,comb}$</i>	$9,10 \cdot 10^{-2}$ (1,94%)	$4,35 \cdot 10^{-1}$ (2,33%)	$1,13 \cdot 10^{-1}$ (2,47%)	$4,48 \cdot 10^{-1}$ (2,14%)	$1,78 \cdot 10^{-1}$ (3,69%)	$4,06 \cdot 10^{-1}$ (2,94%)
Nitrato	95,57%	92,34%	98,61%	92,33%	98,57%	92,50%
Zinco	4,43%	7,66%	1,39%	7,67%	1,43%	7,50%
Combinação 3 <i>$QR_{total,comb}$</i>	$3,69 \cdot 10^{-4}$ (0,008%)	$4,15 \cdot 10^{-4}$ (0,002%)	$2,62 \cdot 10^{-4}$ (0,006%)	$2,97 \cdot 10^{-4}$ (0,001%)	$3,28 \cdot 10^{-4}$ (0,007%)	$4,11 \cdot 10^{-4}$ (0,003%)
Crômio	88,67%	88,93%	88,66%	88,93%	88,37%	88,90%
Cobre	11,33%	11,07%	11,34%	11,07%	11,63%	11,10%

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

<i>Combinação 4</i> $QR_{total,comb}$ (Cádmio)	$2,77 \cdot 10^{-1}$ (5,91%)	$2,10 \cdot 10^{+0}$ (11,24%)	$1,16 \cdot 10^{-1}$ (2,55%)	$2,18 \cdot 10^{+0}$ (10,41%)	$3,24 \cdot 10^{-1}$ (6,70%)	$1,92 \cdot 10^{+0}$ (13,93%)
<i>Combinação 5</i> $QR_{total,comb}$ (Níquel)	$1,73 \cdot 10^{-3}$ (0,04%)	$3,96 \cdot 10^{-1}$ (2,12%)	$1,03 \cdot 10^{-2}$ (0,23%)	$4,51 \cdot 10^{-1}$ (2,15%)	$1,08 \cdot 10^{-2}$ (0,22%)	$2,97 \cdot 10^{-1}$ (2,15%)
Total	$4,69 \cdot 10^{+0}$	$1,87 \cdot 10^{+1}$	$4,56 \cdot 10^{+0}$	$2,09 \cdot 10^{+1}$	$4,84 \cdot 10^{+0}$	$1,38 \cdot 10^{+1}$

No caso, o valor total apresentado ao fim da Tabela 6.13 é a soma dos valores de $QR_{total,comb}$ para todas as combinações. A esses valores totais não se podem atribuir interpretações precisas, uma vez que são o resultado da soma de valores de $QR_{total,comb}$ que representam efeitos tóxicos distintos. Porém, tais valores são utilizados na atribuição de valores percentuais a $QR_{total,comb}$ para cada uma das combinações (mostrados entre parenteses abaixo do valor de $QR_{total,comb}$), que sugerem as magnitudes relativas dos efeitos representados por estas. Para cada combinação são indicadas as contribuições específicas de cada um dos contaminantes para o valor de $QR_{total,comb}$.

A Combinação 1, que contempla o chumbo, é a que possui maior protagonismo com relação as demais e contribui com mais de 99% dos valores de $QR_{total,comb}$ para esta. Em seguida, a Combinação 4, representada unicamente pelo cádmio, apresenta a segunda maior relevância. Esse resultado era esperado, tendo em vista que o chumbo e o cádmio foram os únicos contaminantes avaliados que apresentaram valores de QR_{total} excedendo a unidade. No geral, o protagonismo da Combinação 1 tende a ser menor para valores referentes ao percentil 95 de $QR_{total,comb}$ – derivados a partir de concentrações de exposição mais conservadoras. Em paralelo, a tendência inversa é observada para as demais combinações (2, 4 e 5). Os baixos percentuais referentes à $QR_{total,comb}$ para a Combinação 3 poderiam ser antecipados, tendo em vista que esta contempla apenas as espécies químicas presentes nos solos superficiais, cujos valores QR_{total} mostraram-se insignificantes (Tabela 6.12). Isso demonstra a baixa expressividade dos possíveis efeitos tóxicos em decorrência da exposição aos solos superficiais nas zonas avaliadas.

Para os efeitos cancerígenos a combinação entre os valores de RC_{total} para o chumbo e cromo, realizada por um somatório, é uma estimativa da probabilidade conjunta de um indivíduo desenvolver câncer a partir da exposição a ambos. A combinação em questão exige que ambos atuem independentemente no organismo de um indivíduo, ou seja, que não apresentem mecanismos de ação sinérgicos ou antagônicos (USEPA, 1989a). A Tabela 6.14 apresenta os valores de risco total combinado $RC_{total,comb}$ para as zonas avaliadas. Mesmo considerando a probabilidade conjunta entre o chumbo e o cromo e, utilizando as concentrações de exposição

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

mais conservadoras, referentes ao percentil 95, o valor de $RC_{total,comb}$ se encontra aquém do limiar de risco não tolerável (10^{-4}), possuindo, no caso da zona 2, a mesma ordem de grandeza do limite referente a zona de baixo risco (10^{-6}). Constata-se que a parcela de risco devido a exposição ao chumbo é dominante em relação ao cromo, o que era esperado em virtude das evidências já apresentadas de que a exposição aos solos superficiais, no presente estudo de caso, não se configurarem como fontes de risco à saúde humana.

Tabela 6.14 – Risco total combinado $RC_{total,comb}$ devido à exposição simultânea ao chumbo e o cromo

Combinações	Zona 1		Zona 2		Zona 3	
	Mediana	Percentil 95	Mediana	Percentil 95	Mediana	Percentil 95
$RC_{total,comb}$	$2,19 \cdot 10^{-6}$	$7,63 \cdot 10^{-6}$	$1,17 \cdot 10^{-6}$	$4,53 \cdot 10^{-6}$	$2,17 \cdot 10^{-6}$	$5,44 \cdot 10^{-6}$
Chumbo	93,81%	98,00%	91,75%	97,59%	94,48%	97,22%
Cromo	6,19%	2,00%	8,25%	2,41%	5,52%	2,78%

7. CONCLUSÕES

Este trabalho teve como principal objetivo o desenvolvimento e implementação de uma ferramenta capaz de dar suporte à realização de avaliações de risco à saúde humana em áreas contaminadas – segundo a metodologia da USEPA (1989a) – e a aplicação desta, na forma de estudo de caso, à região do ACJC. Dessa forma, foi realizada a caracterização dos riscos à saúde humana a que os indivíduos estão atualmente expostos em decorrência do passivo ambiental presente na área.

O modelo conceitual da contaminação proposto para a região onde se situa o ACJC apresentou, primeiramente, um modelo tridimensional contendo as superfícies topográficas atuais e reconstituídas e a superfície freática. Com isso, identificou-se que a abrangência da zona não-saturada se limita a uma profundidade de 10 m, em média, com relação à base presumida do aterro e é constituída primordialmente por latossolos porosos. Ainda, foi possível inferir que o regime de fluxo na zona saturada é governado principalmente pelos solos mais permeáveis do aquífero de domínio poroso e possui um divisor freático que divide os fluxos direcionados para dois córregos próximos. No que tange os aspectos relacionados a possível contaminação de tais compartimentos hidrogeológicos, foram reunidas e avaliadas evidências disso relatadas em pesquisas e documentos técnicos. Respalhando-se nisso, foi possível propor discussões acerca da distribuição espacial e mecanismos de transporte das espécies químicas na zona saturada e zona não saturada, com ênfase naqueles cujos níveis de concentração equiparavam-se à valores máximos permitidos segundo a legislação ambiental nacional (Amônia, Nitrato, Chumbo, Cádmiio, Manganês, Zinco). Ainda, apresentaram-se evidências de concentrações alteradas – com relação aos valores padrão naturais – de metais pesados (Chumbo, Mercúrio, Cobre, Crômio) em solos superficiais.

Na região adjacente ao ACJC foram identificadas e selecionadas três possíveis zonas de exposição (Zona 1, Zona 2 e Zona 3), nas quais os indivíduos provavelmente estiveram em contato com os compartimentos ambientais afetados pelo ACJC. Para estas zonas, os possíveis meios de exposição (Águas subterrâneas e solos superficiais) e vias de ingresso (Ingestão e contato dermal) foram considerados para fins da quantificação das exposições. Tanto a definição das zonas, quanto a consideração de meios de exposição e vias de ingresso para estas, resultaram de uma análise histórica do uso e ocupação da Cidade Estrutural, cuja gênese está diretamente relacionada a existência do ACJC.

CONCLUSÕES

Conforme as informações contidas no modelo conceitual da contaminação elaborado para a área, foram propostos cenários de contaminação da zona saturada (amônia, nitrato, chumbo, cádmio, manganês, zinco) e não saturada (chumbo, mercúrio, cobre, crômio) para as zonas de exposição definidas considerando-se um período de análise que vai de 1996 a 2019. Para a zona saturada tais cenários foram propostos pela utilização de uma solução analítica de um modelo advectivo-dispersivo-reativo de transporte de solutos em meios porosos. Com relação a zona não saturada, mais especificamente os solos superficiais, os cenários de contaminação foram definidos com base em dados de amostragens disponíveis na literatura e sob a consideração de que estes são representativos das concentrações médias para o período em análise.

A quantificação da exposição foi conduzida por meio do Módulo de Avaliação da Exposição da ferramenta proposta. Para tal, os cenários de contaminação propostos e as possíveis zonas de exposição definidas representam os principais dados de entrada. Pela atribuição de parâmetros de exposição que fossem representativos dos padrões de atividade humanas presumidos para as populações presentes nessas zonas, quantificaram-se as exposições para cada caminho de exposição. Constatam-se doses ingeridas cerca de duas a três ordens de magnitude superiores a doses absorvidas por contato dermal, para todos os caminhos de exposição, zonas e contaminantes avaliados. Ainda, estimativas relativas ao percentil 95 das doses ingeridas e absorvidas pelas águas subterrâneas são de uma a duas ordens de grandeza superiores aos valores medianos, enquanto, para os solos superficiais, tais estimativas possuem a mesma ordem de grandeza. A menor uniformidade da distribuição espacial dos contaminantes nas águas subterrânea em comparação com os solos superficiais explica tal comportamento.

Na etapa de avaliação da toxicidade, verificou-se que dos contaminantes considerados, dois deles possuem evidências de serem cancerígenos (chumbo e crômio) pela via oral de exposição e também de produzirem efeitos não-cancerígenos. Os demais contaminantes, porém, não são comprovadamente cancerígenos para as vias consideradas, mas podem produzir efeitos adversos ingressando no organismo dos indivíduos em doses superiores àquelas de referência. A amônia, pela constatação de seu baixo potencial tóxico, não foi considerada durante a avaliação da toxicidade e, portanto, não foram derivados indicadores quantitativos do risco de exposição a esta.

Por fim, a etapa de caracterização dos riscos foi conduzida a partir do Módulo de Caracterização dos Riscos da ferramenta proposta. Primeiramente, foram obtidos indicadores quantitativos de

CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

risco para todos os caminhos de exposição aos contaminantes avaliados. Da combinação destes, para uma mesma substância, para os diferentes caminhos de exposição que podem ocorrer simultaneamente em um indivíduo, obtiveram-se os indicadores totais de riscos não cancerígenos (QR_{total}) e cancerígenos (RC_{total}).

Para efeitos não cancerígenos, pela avaliação dos valores referentes as estimativas da mediana de QR_{total} infere-se que uma parcela significativa dos indivíduos presentes nas zonas avaliadas (>50%) pode estar sujeita aos efeitos críticos da exposição ao chumbo, que se trata de déficits do QI. Outra parcela menos expressiva (<5%) pode estar sujeita aos efeitos críticos da exposição ao cádmio e a efeitos distintos que aquele representado pelo efeito crítico, para o chumbo, tais como alterações cardiovasculares e no sistema hematológico. Com relação às demais espécies químicas, não é esperado que os seus efeitos críticos se manifestem nos indivíduos presentes nas zonas avaliadas. No geral, os valores de QR_{total} para todas as espécies químicas e zonas são governados pela ingestão dos meios contaminados.

Para os cenários de exposição propostos para as zonas avaliadas, a estimativa das concentrações de exposição, para o chumbo e o cádmio, a partir das quais há a possibilidade da ocorrência de efeitos adversos não cancerígenos a saúde permite concluir que: a) Para o chumbo, essa concentração se compara de forma razoável com o Valor de Investigação (VI) proposto por CONAMA (2009); b) Para o cádmio, o valor de VI é cerca de uma ordem de magnitude mais conservador que a concentração de exposição estimada. Para ambos os casos, fica evidente que os valores de VI são protetivos da saúde humana.

Em se tratando de efeitos cancerígenos, o risco total de câncer RC_{total} devido à exposição ao chumbo atinge um nível tolerável em todas as zonas, mesmo para estimativas mais conservadoras (percentil 95). No caso, os valores de RC_{total} para o chumbo são cerca de uma ordem de magnitude superiores que para o crômio, que por sua vez apresentou-se como sendo de baixo risco.

Estimando-se as concentrações de exposição que resultariam em riscos de câncer não toleráveis, segundo os cenários de exposição das zonas avaliadas, é possível concluir que: a) As concentrações de exposição adotadas são cerca de uma ordem de magnitude (para o chumbo) e duas a três ordens (para o crômio) inferiores que aquelas referentes à riscos de câncer não toleráveis; b) A prevenção de efeitos não-cancerígenos, para o chumbo, automaticamente previne efeitos cancerígenos; c) Os valores de VI para o crômio, segundo a CONAMA (2009),

CONCLUSÕES

estão além das concentrações estimadas como não toleráveis, e, portanto, não seriam suficientemente protetivas da saúde humana, para os cenários de exposição adotados.

Por fim a combinação dos valores de QR_{total} entre espécies químicas que produzem efeitos críticos similares trata de reafirmar que a exposição ao chumbo e ao cádmio – em menor grau – dominam os valores dos indicadores de risco para efeitos não cancerígenos. Fica evidenciado novamente a baixa contribuição da exposição aos solos superficiais nesses indicadores. A probabilidade conjunta de um indivíduo desenvolver câncer devido à exposição tanto ao crômio quanto ao chumbo está em um patamar tolerável, e é governada pela exposição ao chumbo.

Diante do exposto, são apresentadas sugestões para pesquisas futuras visando suprir lacunas deste trabalho e dar continuidade a linhas de pesquisa correlatas:

- Aprofundar e atualizar o entendimento acerca da contaminação gerada pelo ACJC nos diversos compartimentos ambientais de sua área de influência (águas subterrâneas, águas superficiais, ar, solo). As informações atualmente disponíveis não permitem realizar um diagnóstico atualizado e completo da contaminação da área, principalmente no que tange os seus compartimentos hidrogeológicos, que são possivelmente afetados pela existência do aterro.
- Desenvolver e aplicar modelos matemáticos que descrevam o transporte e degradação das espécies químicas nos meios porosos em subsuperfície, oriundas do lixiviado gerado pelos resíduos ainda em degradação no ACJC. Não existem estudos que se prestaram a modelar a pluma de contaminação na zona não saturada no ACJC, sendo que esse estudo traria contribuições sem precedentes para avaliar a parcela que efetivamente atinge a zona saturada e possa vir, por conseguinte, contribuir para o fluxo de base dos corpos hídricos superficiais adjacentes.
- Avaliar os riscos à saúde humana na região do ACJC para cenários de contaminação e exposição futuros, de modo que tal avaliação forneça informações necessárias a proposição de medidas de remediação que permitam gerenciar esses riscos adequadamente.
- Aprimorar e ampliar a aplicabilidade da ferramenta proposta incorporando abordagens probabilísticas para as variáveis que condicionam a exposição dos indivíduos em áreas contaminadas e aplicá-la em casos de estudo envolvendo outras áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997). NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. ABNT, Rio de Janeiro, 12 p.
- _____. (2004). NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação. ABNT, Rio de Janeiro, 71 p.
- _____. (2007). NBR 15515-1: Passivo Ambiental em solo e água subterrânea – Parte 1: Avaliação Preliminar. ABNT, Rio de Janeiro, 51 p.
- _____. (2011). NBR 15515-2: Passivo Ambiental em solo e água subterrânea – Parte 2: Investigação confirmatória. ABNT, Rio de Janeiro, 23 p.
- _____. (2013). NBR 16209: Avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas. ABNT, Rio de Janeiro. 40 p.
- ABRELPE (2017). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2016. São Paulo, 60 p.
- AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO BÁSICO DO DISTRITO FEDERAL – ADASA (2011). Resolução nº 9, de 8 de abril de 2011. Estabelece os procedimentos gerais para requerimento e obtenção de outorga de lançamento de águas pluviais em corpos hídricos de domínio do Distrito Federal e naqueles delegados pela União e Estados. Brasília, DF.
- _____. (2012). Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos. Relatório Final, Volume 1. Brasília, DF, 778 p.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY – ATSDR (2005). Public Health Assessment – Guidances Manual (Update). Atlanta: US Department of Health and Human Services.
- ÁGUA & TERRA (2006). Estudos geotécnicos preliminares e caracterização dos limites da área do antigo aterro na região da Vila Estrutural – DF. Relatório Técnico, Brasília, DF, 70 p.
- AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS – ASCE (1959). Sanitary Landfill. Report Committee on Sanitary Landfill Practice of the Sanitary Engineering Division of the American Society of Civil Engineers, New York, NY, 357 P.
- AMORIM, V.P. e AGUIAR, M.I.O. (1978). As Características Físicas e Químicas do Lixo do Distrito Federal – SLU/GDF. Relatório Técnico, Brasília, DF, 31p.
- APPELO, C. & POSTMA, D. (2005). Geochemistry, Groundwater and Pollution. 2 ed. Balkema, Rotterdam, 668 p.
- ARAÚJO, R.N.G. (1996). Estudos Geoquímicos da Contaminação dos Recursos Hídricos e sua Propagação nas Adjacências do Aterro de Resíduos Sólidos Jockey Club-DF. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 74 p.

- AZAR, A., SNEE, R.D. & HABIBI, K. (1973). Relationship of Community Levels of Air Lead and Indices of Lead Absorption. In: Environmental Health Aspects of Lead, Proceedings of an International Symposium. Amsterdam, the Netherlands, October 1972. Comm Eur Communities, Luxembourg.
- BARROS, J. G. C. (1993). Geologia e hidrogeologia do Distrito Federal. Inventário Hidrogeológico do Distrito Federal. GDF/CAESB, Brasília, DF, pp. 79-330.
- BAUN, A., LEDIN, A., REITZEL, L.A., BJERG, P.L., & CHRISTENSEN, T.H. (2004). Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills—chemical analysis and toxicity tests. *Water Research*, 38(18): 3845–3858.
- BELL, R. A., DARLING, W. G., WARD, R. S., BASAVA-REDDI, L., HALWA, L., MANAMSA, K., & DOCHARTAIGH, B. Ó. (2017). A baseline survey of dissolved methane in aquifers of Great Britain. *Science of the Total Environment*, 601-602: 1803-1813.
- BOAVENTURA, G.R., BISPO, R.G., BRITO, V.E.B, ARAÚJO, R.N.G. (1995). Geoquímica de solo e água no aterro sanitário (lixão) do Distrito Federal. V Congresso Brasileiro de Geoquímica e III Congresso de Geoquímica dos países de Língua Portuguesa, Niterói, Rio de Janeiro, 4 p.
- BORNEFF, J., ENGELHARDT, K., GRIEM, W., KUNTE, H., & REICHERT, J. (1968). Carcinogenic substances in water and soil. XXII. Studies in mice given 3.4-benzopyrene and potassium chromate by mouth. *Arch. Hyg. Bakt*, 152(1): 45-53.
- BOSCOV, M. E. (2008). Geotecnia Ambiental. Oficina de Textos, São Paulo, 248 p.
- BOULDING, J.R. & GINN, J.S. (2004). Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Ground Water Contamination: Assessment, Prevention and Remediation. CRC Press, USA, 684 p.
- BRASIL (2003). Ministério da Saúde. Avaliação de risco à saúde humana por metais pesados em Santo Amaro da Purificação, Bahia. Brasília: Ministério da Saúde, 95 p.
- _____. (2007). Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei Federal nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, DF.
- _____. (2010a). Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF.
- _____. (2010b). Ministério da Saúde. Diretrizes para elaboração de estudo de avaliação de risco à saúde humana por exposição à contaminantes químicos. Brasília: Ministério da Saúde, 101 p.
- _____. (2011). Ministério da Saúde. Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF.

- _____. (2012). Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 109 p.
- _____. (2013). Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Plano Nacional de Saneamento Básico. Brasília, DF, 172 p.
- BRITTO, A. L. N. P. (2014). Instrumentos metodológicos para estimular a formação de consórcios públicos voltados para gestão integrada de serviços de saneamento. Brasília: Funasa, Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde.
- BUDIARDJO, M.A., NOVEANDRA, K., & SAMADIKUN, B.P. (2018). Characteristic of total suspended particulate (TSP) containing Pb and Zn at solid waste landfill. In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 1022, p. 12030). IOP Publishing.
- BUNGE, A.L., & CLEEK, R.L. (1995). A new method for estimating dermal absorption from chemical exposure: 2. Effect of molecular weight and octanol-water partitioning. *Pharmaceutical Research*, 12(1): 88–95.
- CAMPOS, J.E.G, DARDENNE, M.A., FREITAS-SILVA, F.H., MARTINS-FERREIRA, M.A.C. (2013). Geologia do Grupo Paranoá na porção externa da Faixa Brasília. *Braz. J. Geol.* 43(3): 461-476
- CAMPOS, J.E.G, GASPAR, M.T.P, GONÇALVES, T.D. (2007). Gestão de recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal: diretrizes, legislação, critérios técnicos, sistema de informação geográfica e operacionalização. Relatório Técnico. Brasília, DF, 158 p.
- CAMPOS, J.E.G. & FREITAS-SILVA, F.H. (1998). Hidrogeologia do Distrito Federal. Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal. Vol. IV IEMA/SEMATEC/UnB, Brasília, DF, pp. 1-86.
- CAMPOS, J.E.G. & GONÇALVES, T.D. (2015). Diretrizes para o desenvolvimento de recarga artificial de aquíferos no Distrito Federal. Relatório de consulta técnica, ADASA, Brasília, DF, 70 p.
- CAMPOS, J.E.G. (2004). Hidrogeologia do Distrito Federal: bases para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos. *Revista Brasileira de Geociências*, 34(1): 41-48.
- CAMPOS, M. L., PIERANGELI, M. A. P., GUILHERME, L. R. G., MARQUES, J. J., & CURI, N. (2003). Baseline concentration of heavy metals in Brazilian Latosols. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34(3–4): 547–557.
- CARNEIRO, M.G. (2002). Estudo de Contaminação do Lençol Freático sob a Área do Aterro de Lixo Jockey Club-DF e suas Adjacências. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH.DM – 058/2002, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 140p.
- CARVALHO, M.N. (1997). Estudo da Biorremediação In-situ para Tratamento de Solos e Aquíferos Contaminados com Percolados de Chorume. Dissertação de Mestrado, Publicação 039A/97, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 150 p.

- CARVALHO, R.R. (2017). Aplicação de Análise Multicritério em Ambiente de Geoprocessamento no Estudo de Áreas para Implantação de Aterros Sanitários – Área Sul da RIDE/DF e Entorno. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH.DM – 201/2017 Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 141 p.
- CASTANHEIRA, D. (2016). Enquadramento dos Corpos Hídricos Subterrâneos do Distrito Federal: Parâmetros Hidrogeoquímicos e Ambientais. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 105 p.
- CHOTPANTARAT, S., ONG, S.K., SUTTHIRAT, C., & OSATHAPHAN, K. (2011). Competitive sorption and transport of Pb²⁺, Ni²⁺, Mn²⁺, and Zn²⁺ in lateritic soil columns. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1–3): 391–396.
- CHRISTENSEN, T.H., KJELDEN, P., BJERG, P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENSEN, J.B., BAUN, A., ... HERON, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7): 659–718.
- CHRISTENSEN, T.H., KJELDEN, P., ALBRECHTSEN, H., HERON, G., NIELSEN, H., BJERG, P.L., & HOLM, P.E. (1994). Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24(2): 119-202.
- CODE OF FEDERAL REGULATIONS – USA/CFR (2003). Criteria for Municipal Solid Waste Landfills. Title 40, part 258.
- _____. (2012). National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Municipal Solid Waste Landfills. Title 40, part 63, subpart AAAA.
- COLTEN, C. E. & SKINNER, P. N. (1996). *The road to Love Canal: Managing industrial waste before EPA*. Univ. of Texas Press, Austin, Texas, USA, 231 p.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB (1993). *Resíduos sólidos industriais*. 2 ed., A. C. C. Rocca (Coord), São Paulo.
- _____. (2001). Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo, 247p.
- _____. (2007). Decisão de diretoria nº 103/2007/C/E, de 22 de junho de 2007. Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo. 40 p.
- _____. (2017). Decisão de diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental”, em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências. Diário Oficial Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, 10 de fev. 2017. Seção 1. p. 47-52

- _____. (2018). Planilhas para Avaliação de Risco em Áreas Contaminadas sob Investigação. São Paulo. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/planilhas-para-avaliacao/>>
- COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL – CODEPLAN (2012). Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios – Distrito Federal – PDAD/DF 2011. Brasília, DF, 148 p.
- CONCIANI, R. (2016). Estudo Comparativo da Mobilidade de Contaminantes Inorgânicos em Solos Lateríticos e não Lateríticos. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-124/16, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 86 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (2005). Resolução Conama n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.
- _____. (2008). Resolução Conama n° 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 7 abr. 2008.
- _____. (2009). Resolução Conama n° 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre os critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 2009.
- DE MIGUEL, E., IRIBARREN, I., CHACON, E., ORDONEZ, A., & CHARLESWORTH, S. (2007). Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere*, 66(3): 505–513.
- DESIMONE, L.A., & HOWES, B.L. (1998). Nitrogen transport and transformations in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: A mass balance approach. *Water Resources Research*, 34(2): 271-285.
- DINIZ, M.S., NISYAMA, F.L., BATTAGLINI, N.M.C.L.G., CAMARGO, F.R.T., LACERDA., G.V.C., SILVA, L.S., FLEURY, F.B.C., JUNIOR, E.E.A.S., CAVALCANTE, A.L.B. (2019). Estudo da acurácia posicional de dados geoespaciais obtidos com RPA mediante a metodologia proposta para verificação do padrão de exatidão cartográfica (PEC). Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto 2019, INPE, Santos, São Paulo, 5 p.
- DISTRITO FEDERAL (2006). Lei Complementar n.º 715, de 24 de janeiro de 2006. Cria a Zona Especial de Interesse Social – ZEIS, denominada Vila Estrutural. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 25 jan. 2006.
- _____. (2012). Lei Distrital n.º 4.948, de 11 de outubro de 2012. Dispõe sobre a ratificação do Protocolo de Intenções do Consórcio Público de Manejo dos Resíduos

- Sólidos e das Águas Pluviais da Região Integrada do Distrito Federal e Goiás. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 15 out. 2010.
- _____. (2017). Plano Distrital de Saneamento Básico. Brasília, DF, 493 p.
- _____. (2018). Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 409 p.
- DOMENICO, P. A., & SCHWARTZ, F. (1990). Physical and chemical Hydrogeology. 2 ed., John Wiley & Sons, New York, USA 494 p.
- DUPONT, R., R., & THEODORE, T. (2012). Environmental Health and Hazard Risk Assessment. CRC Press, USA, 636 p.
- DYNIA, J. F. (2000). Nitrate retention and leaching in variable charge soils of a watershed in Sao Paulo State, Brazil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 31(5–6): 777–791.
- EATON, D. L., GILBERT, S. G. (2015). Principles of Toxicology. Cassarett & Doull's: Essentials of Toxicology. 3 ed, J. B. Watkins III & C. D. Klaassen (eds.), McGraw-Hill, pp. 5 - 20
- ELETROBRAS (2007). Pesquisa de posse de equipamentos e hábitos de uso, ano base 2005: Classe Residencial Relatório Centro-Oeste. Rio de Janeiro: ELETROBRAS; PROCEL, 182 p.
- EMERSON, K., ROSEMARIE, C.R., LUND, R.E. & THURSTON, R.V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature. J. Fish Res. Board Can., 32: 2379-2383
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA (1978). Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Distrito Federal. Boletim Técnico, EMBRAPA/SNLCS, Rio de Janeiro, 455 p.
- _____. (1999). Sistema brasileiro de classificação de solos. 1ª Edição. Rio de Janeiro, 412 p.
- _____. (2018). Sistema brasileiro de classificação de solos. 5ª Edição. Rio de Janeiro, 532 p.
- FARIA, A. (1995). Estratigrafia e Sistemas Deposicionais do Grupo Paranoá nas Áreas de Cristalina, Distrito Federal e São João D'aliança – Alto Paraíso de Goiás. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 199 p.
- FARIAS, W.M., BOAVENTURA, G.R., CARDOSO, F.B.F., MARTINS, E.S., GUIMARÃES, E.M. (1999). Caracterização química e mineralógica do solo do Aterro Sanitário do Jockey Club (DF) e a influência da matéria orgânica e pH no comportamento dos elementos. Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, REGEO'99, 4. Anais... São José dos Campos, São Paulo, pp. 391-397

- FARQUHAR, G.J., & ROVERS, F.A. (1973). Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2(4): 483–495.
- FERNANDES, A., PACHECO, M.J., CIRÍACO, L., & LOPES, A. (2015). Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*, 176–177: 183–200. <https://doi.org/10.1016/J.APCATB.2015.03.052>
- FERREIRA FONTES, M.P., DE MATOS, A.T., DA COSTA, L.M., & LIMA NEVES, J.C. (2000). Competitive adsorption of zinc, cadmium, copper, and lead in three highly-weathered Brazilian soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31(17–18): 2939–2958.
- FETTER, C. W. (2001) FETTER, C. W. (2001). *Applied Hydrogeology*. 4 ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA, 598 p.
- FLYNN, G., L. (1990). Physicochemical Determinates of Skin Absorption. *Principles of Route-to-Route Extrapolation for Risk Assessment*. T. R. Gerrity & C. J. Henry (eds.), Elsevier, New York, pp. 93 – 127.
- FONTES, M.P.F., & WEED, S.B. (1996). Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. *Geoderma*, 72(1–2): 37–51.
- FRANCO, H. (1996). *Geofísica e Química Aquática Aplicadas ao Estudo da Contaminação de Recursos Hídricos Subterrâneos no Aterro do Jockey Club, Brasília - DF*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 96 p.
- FREITAS-SILVA, F.H., CAMPOS, J.E.G. (1998). *Geologia do Distrito Federal. Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal*. Vol. 1, Cap. I. IEMA/SEMATEC/UnB, Brasília, DF, pp. 1-78.
- GDF (2017). *Plano Integrado de Enfrentamento à Crise Hídrica*. Brasília, DF. 91 p.
- GOMES, P.C., FONTES, M.P.F., DA SILVA, A.G., DE S MENDONÇA, E., & NETTO, A.R. (2001). Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. *Soil Science Society of America Journal*, 65(4): 1115–1121.
- GONÇALVES, A.D., MIRANDA, J.H., ROSSI, P., SABADIN, J.F., & KAMOGAWA, M.Y. (2008). Temperature effect in potassium and nitrate ions in soil transport. *Engenharia Agrícola*, 28(3): 438-447.
- GONÇALVEZ, T. D., LOHE, C., CAMPOS, J.E.G. (2015). Hydraulic characterization from porous aquifers of the Brazilian Federal District. *Brazilian Journal of Geology*, 45(2): pp. 259-271
- GREENTEC (2012a). *Plano de Manejo ARIE da Vila Estrutural*. Brasília, DF. 333 p.
- _____. (2012b). *Plano de Manejo ARIE da Cabeceira do Valo*. Brasília, DF. 440 p.
- _____. (2012c). *Plano de Uso do Parque Urbano da Estrutural*. Brasília, DF. 308 p.

- GRIFFIN, R.A. & SHIMP, N.F. (1978). Attenuation of pollutants in municipal landfill leachate by clay minerals (Vol. 1). Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Municipal Environmental Research Laboratory, USA, 34 p.
- GUELINCKX, I., FERREIRA-PÊGO, C., MORENO, L.A., KAVOURAS, S.A., GANDY, J., MARTINEZ, H., ... SALAS-SALVADÓ, J. (2015). Intake of water and different beverages in adults across 13 countries. *European Journal of Nutrition*, 54(2): 45–55. <https://doi.org/10.1007/s00394-015-0952-8>
- GUIMARÃES, R.C. (2002). Análise das Propriedades e Comportamento de um Perfil de Solo Laterítico Aplicada ao Estudo do Desempenho de Estacas Escavadas. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM. – 090A/02, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 183 p.
- HOLMES JR, K.K., SHIRAI, J.H., RICHTER, K.Y., & KISSEL, J.C. (1999). Field measurement of dermal soil loadings in occupational and recreational activities. *Environmental Research*, 80(2): 148–157.
- HOLTON, G.A. (2004). Defining risk. *Financial Analysts Journal*, 60(6): 19–25.
- HU, X., ZHANG, Y., DING, Z., WANG, T., LIAN, H., SUN, Y., & WU, J. (2012). Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM2.5 in Nanjing, China. *Atmospheric Environment*, 57: 146–152.
- INMET (2019). Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa – BDMEP. Disponível em < <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2010). Pesquisa de orçamentos familiares (2008-2009) – Antropometria e estado nutricional de crianças, adolescentes e adultos no Brasil. Rio de Janeiro, RJ, 130 p.
- _____. (2018a). Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua – Características gerais dos domicílios. Rio de Janeiro, RJ,
- _____. (2018b). Tábua completa de mortalidade para o Brasil – 2017: Breve análise da evolução da mortalidade no Brasil. Rio de Janeiro, RJ, 28 p.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT (2000). Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. 2. Ed., IPT Publicação 2.622, São Paulo, 370 p.
- _____. (2014). Guia de elaboração de planos de intervenção para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas. S. L. Moraes, C. E. Teixeira, A. M. S. Maximiano (orgs). IPT, São Paulo, 395 p.
- JUNQUEIRA, F.F. (1995). Relatório Individual Final. Programa RHAe/CNPq/MCT, Brasília, DF, 90p.
- KARAK, T., BHAGAT, R. M. & BHATTACHARYYA, P. (2012). Municipal solid waste generation, composition, and management: The world scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(15): 1509-1630.

- KISSEL, J.C., RICHTER, K.Y., & FENSKE, R.A. (1996). Field Measurement of Dermal Soil Loading Attributable to Various Activities: Implications for Exposure Assessment. *Risk Analysis*, 16(1): 115–125.
- KISSEL, J.C., SHIRAI, J.H., RICHTER, K.Y., & FENSKE, R.A. (1998). Investigation of dermal contact with soil in controlled trials. *Journal of Soil Contamination*, 7(6): 737–752.
- KJELDSEN, P., BARLAZ, M.A., ROOKER, A.P., BAUN, A., LEDIN, A., & CHRISTENSEN, T.H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4): 297–336.
- KOIDE, S. & BERNADES, R. S. (1998). Contaminação do lençol freático sob a área do Aterro do Jockey Club, Distrito Federal. X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, ABAS, São Paulo, 1: 1 – 11.
- KONTEH, F.H. (2009). Urban sanitation and health in the developing world: reminiscing the nineteenth century industrial nations. *Health & Place*, 15(1): 69–78.
- KWARTENG, A.Y., & AL-ENEZI, A. (2004). Assessment of Kuwait's Al-Qurain landfill using remotely sensed data. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 39(2): 351–364.
- LEE, G. F. & JONES-LEE, A. (2004). Flawed technology of Subtitle D Landfilling of Municipal Solid Waste. Report of G. Fred Lee & Associates, El Macero, California. 80 p.
- LI, Z., MA, Z., VAN DER KUIJP, T.J., YUAN, Z., & HUANG, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 468: 843–853.
- LM – TRATAMENTO DE RESÍDUOS LTDA. (1998). Projeto de Remediação do Aterro do Jôquei Club. Memoriais, Belo Horizonte, 303 p.
- MAIELLO, A., DE PAIVA BRITTO, A.L.N., & VALLE, T.F. (2018). Implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Revista de Administração Pública*, 52(1): 24–51.
- MARSHALL, R.E., & FARAHBAKHS, K. (2013). Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management*, 33(4): 988–1003. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.023>
- MARTINEZ, M. A., RAMOS, V.B.N., MATOS, A.T., OLIVEIRA, R. A. & COSTA, S.N. (2001). Influência da competição catiônica nos valores de fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão de zinco e cobre no solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 5(2): 211–215.
- MARTINS, E. S., REATTO, A., CARVALHO JR, O. A., GUIMARÃES, R. F. (2004). Evolução Geomorfológica do Distrito Federal. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, 56 p.
- MARTINS, E.S. (1998). Sistemas pedológicos do Distrito Federal. Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal. Brasília. IEMA/SEMATEC/UnB. Vol. I., pp. 139-163.

- MARTINS, E.S., BAPTISTA, G.M.M. (1998). Compartimentação geomorfológica e sistemas morfoodinâmicos do Distrito Federal. Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal. Vol. 1, Cap. II, IEMA/SEMATEC/UnB, Brasília, DF, 53 p.
- MATOS, A. T., COSTA, L. M., FONTES, M. P. F., & MARTINEZ, M. A. (1999). Retardation factors and the dispersion-diffusion coefficients of Zn, Cd, Cu, and Pb in soils from Vicosa-MG, Brazil. *Transactions of the ASAE*, 42(4): 903-910
- MCBRIDE, M.B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, USA, 406 p.
- MCDUGALL, F. R., WHITE, P. R., FRANKE, M. & HINDLE, P. (2001). *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*. 2. ed., Blackwell Science, 513 p.
- MEEMS, P. (2019). MapWindow/MapWinGIS. Disponível em: <https://github.com/MapWindow/MapWinGIS>.
- MEGHARAJ, M., RAMAKRISHNAN, B., VENKATESWARLU, K., SETHUNATHAN, N., & NAIDU, R. (2011). Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environment International*, 37(8): 1362–1375.
- MENDES, M., FOLTZ, N. T., GARDONI, M. G. A. & MAZÉAS, L. (2014). Diffusion of phenolic compounds through polyethylene films. *Geosynthetics International*, 21(2): 137-150
- MIRANDA, J.M. (2016). *Infraestrutura e Qualidade de Vida: O Caso da Chácara Santa Luzia – Cidade Estrutural – DF*. Monografia de Conclusão de Curso, Departamento de Geografia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 72 p.
- MMA/ICMBIO (2015). *Plano de Manejo da APA do Planalto Central – Resumo Executivo*. Brasília, DF, 115 p.
- MOFFETT, D. B., EL-MASRI, H. A. & FOWLER, B. A. (2007). General considerations of dose-effect and dose-response relationships. *Handbook on the Toxicology of Metals*. 3 ed, G. F. Nordberg, B. A. Fowler, M. Nordberg & L. T. Friberg (eds.), Academic Press, pp. 101 – 115.
- MORELLO, L., RAGA, R., LAVAGNOLO, M. C., PIVATO, A., ALI, M., YUE, D. & COSSU, R. (2017). The S.An.A.â concept: Semi-aerobic, Anaerobic, Aerated bioreactor landfill. *Waste Management*, 67: 193-202
- NAIDU, R., & BOLAN, N.S. (2008). Contaminant chemistry in soils: key concepts and bioavailability. *Developments in Soil Science*, 32: 9–37.
- NAIDU, R., SUMNER, M.E., & HARTER, R.D. (1998). Sorption of heavy metals in strongly weathered soils: an overview. *Environmental Geochemistry and Health*, 20(1): 5–9.
- NASTEV, M., THERRIEN, R., LEFEBVRE, R. & GÉLINAS, P. (2001). Gas production and migration in landfills and geological materials. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52(1-4): 187-211.

- NOVAES PINTO, M. (1994). Caracterização geomorfológica do Distrito Federal. Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas, 2ª edição. M. Novaes Pinto (org.), Editora UnB, Brasília, DF, pp. 285-320.
- OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT – OEHHA (1997). Public Health Goal for Nitrate in Drinking Water. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency, Sacramento, CA. 14 p.
- _____. (2008a). Public Health Goal for Copper in Drinking Water. California Environmental Protection Agency, Sacramento, CA. 67 p.
- _____. (2008b). Technical Supporting Document for Noncancer RELs. Appendix D1. California Environmental Protection Agency, Sacramento, CA, 694 p.
- _____. (2009a). Technical Support Document for Cancer Potency Factors 2009. Appendix B. California Environmental Protection Agency, Sacramento, CA, 626 p.
- _____. (2009b). Public Health Goal for Lead in Drinking Water. California Environmental Protection Agency, Sacramento, CA, 45 p.
- _____. (2011). Public health goals for chemicals in drinking water: Hexavalent Chromium (Cr VI). California Environmental Protection Agency, Sacramento, CA, 162 p.
- OLIVEIRA, E.M.M, RUIZ, H.A., FERREIRA, P.A., ALVAREZ V, V.H. & BORGES JÚNIOR, J.C.F. (2004). Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fosfato, potássio e amônio em solos de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Ambiental*, 8(2/3): 196-203
- ÖMAN, C.B., & JUNESTEDT, C. (2008). Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. *Waste Management*, 28(10): 1876–1891.
- ORREGO, J.F.M. (2013). Vila Estrutural: Uma Abordagem Sobre Ocupação e Produção de Espaço. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 157 p.
- PASTORE, E.L.P., SOUZA, N.M., PEREIRA, J.H.F., FRANCO, H., SANTOS, P.C.V., SILVA, A.R.L. (1998). Métodos de investigação e modelo geológico-geotécnico do aterro de lixo do Jóquei-Brasília-DF. XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica. Volume III. Brasília, DF, pp. 1767-1773
- PEREIRA, J.H.F., PASTORE, E.L., BERNARDES, R.S., SOUZA, N.M. & CARVALHO, J.C. (1997). Estudos Geológico-Geotécnicos para o Planejamento e Projeto de Disposição de Resíduos Urbanos do Aterro de Lixo do Jóquei. Relatório Final, Vol. 4, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 17 p.
- PERK, M. (2014). *Soil and Water Contamination*. 2 ed. CRC Press, Boca Raton, USA, 404 p.
- PETER, A.E., NAGENDRA, S.M.S., & NAMBI, I.M. (2018). Comprehensive analysis of inhalable toxic particulate emissions from an old municipal solid waste dumpsite and neighborhood health risks. *Atmospheric Pollution Research*, 9(6): 1021–1031.

- PHILLIPS, A. S., HUNG, Y. T. & BOSELA, P. A. (2007). Love Canal Tragedy. *Journal of Performance of Constructed Facilities*. 21(4): 313-319.
- POTTS, R.O., & GUY, R.H. (1992). Predicting skin permeability. *Pharmaceutical Research*, 9(5): 663–669.
- REATTO, A., MARTINS, E.S., FARIAS, M.F.R., SILVA, A.V., CARVALHO JÚNIOR, O.A. (2004). Mapa pedológico Digital – SIG Atualizado do Distrito Federal Escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo. Planaltina: Embrapa Cerrados, DF, 31 p.
- REDDY, M.B., GUY, R.H., & BUNGE, A.L. (2000). Does epidermal turnover reduce percutaneous penetration? *Pharmaceutical Research*, 17(11): 1414–1419.
- REINHART, D., MCCREANOR, P. T. & TOWNSEND, T. G. (2002). The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Management & Research*, 20: 172-186.
- RENN, O. (2008). *Risk Governance: Coping with Uncertainty in a Complex World*. Earthscan, UK, 341 p.
- RIBEIRO, J.F., WALTER, B.M.T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. *Cerrado: Ambiente e Flora*, S. Sano & S. P. Almeida (eds.), Embrapa Cerrados, Brasília, DF, pp. 87-166.
- ROWE, R. K, QUIGLEY, R. M. & BRACHMAN, R. W. I. (2004). *Barrier Systems for Waste Disposal*. 2. ed., Spon Press, New York, USA, 580 p.
- SÁ PAYE, H. DE, MELLO, J. W. V. DE, ABRAHÃO, W. A. P., FERNANDES FILHO, E. I., DIAS, L. C. P., CASTRO, M. L. O., ... FRANÇA, M. M. (2010). Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 34(6).
- SANTANA, O.A., ENCINAS, J.I., CORRÊA, R.S., COUTO JÚNIOR, A.F. (2008). Nutrientes e metais no solo e em árvores de cerrado adjacentes a um aterro sanitário. *Cerne*, 14(3): 212-219
- SANTOS, P.C.V (1996). Estudos da Contaminação de Água Subterrânea por Percolado de Aterro de Resíduos Sólidos do Jockey Club. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM – 032A/96, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 137 p.
- SARA, M., N. (2003). *Site Assessment and Remediation Handbook*. 2 ed. CRC Press, USA, 1160 p.
- SEADON, J.K. (2010). Sustainable waste management systems. *Journal of Cleaner Production*, 18(16–17): 1639–1651.
- SECRETARIA DE ESTAO DE GESTÃO DO TERRITÓRIO E HABITAÇÃO – SEGETH (2019a). Geoportal – Infraestrutura de Dados Espaciais IDE-DF. Disponível em: <https://www.geoportal.segeth.df.gov.br/>.

- _____. (2019b). Fotografias Aéreas. Disponível em: <http://mapas.segeth.df.gov.br/index.htm/>.
- _____. (2019c). Mapas Índice – Articulação SICAD. Escalas: 1:10.000 e 1:2.000. Disponível em: <http://mapas.segeth.df.gov.br/index2.htm>.
- SERVIÇO DE LIMPEZA URBANA DO DISTRITO FEDERAL - SLU (2016a). Relatório sobre a situação de emergência no âmbito da limpeza urbana jóquei (23.05 a 29.11.15). Relatório Técnico, Brasília, DF, 138 p.
- _____. (2016b). Relatório de atividades SLU – 2015. Relatório Técnico, Brasília, DF, 90 p.
- _____. (2017). Relatório de atividades SLU – 2016. Relatório Técnico, Brasília, DF, 100 p.
- _____. (2018a). Relatório de atividades SLU – 2017. Relatório Técnico, Brasília, DF, 114 p.
- _____. (2018b). Relatório de atividades SLU – 1º trimestre 2018. Brasília, DF, 98 p.
- _____. (2019). Solicitação de Acesso à Informação, Despacho SEI/GDF – 18578771. Brasília, DF, 2 p.
- SHACKELFORD, C. D. (2014). The ISSMGE Kerry Rowe Lecture: The role of diffusion in environmental geotechnics. *Canadian Geotechnical Journal*, 51(11): 1219-1242.
- SCHULER, M.S., CAÑEDO-ARGÜELLES, M., HINTZ, W.D., DYACK, B., BIRK, S., & RELYEA, R.A. (2018). Regulations are needed to protect freshwater ecosystems from salinization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374(1764), 20180019.
- SILVA, F. L., & CONTRERAS, F. (2018). Processo de funcionamento e análise da eficiência das usinas de triagem e tratamento de resíduos sólidos urbanos do Distrito Federal. 1º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade, ConResol 2018, Gramado, RS. 8 p.
- SPADOTTO, C.A., & HORNSBY, A.G. (2003). Soil sorption of acidic pesticides. *Journal of Environmental Quality*, 32(3): 949–956.
- SPOSITO, G. (1984). *The Surface Chemistry of Soils*. Oxford University Press, USA, 243 p.
- _____. (1998). On points of zero charge. *Environmental Science & Technology*, 32(19): 2815–2819.
- _____. (2008). *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York, USA, 329 p.
- STEINKE, E.T., SOUZA, G.A., SAITO, C.H. (2005). Análise da variabilidade da temperatura do ar e da precipitação no Distrito Federal no período de 1965/2013 e sua relação com uma possível alteração climática. *Revista Brasileira de Climatologia*, 1(1): pp. 131-145.

- STOLLBERG, R. & WEIß, H. (2011). Municipal waste disposal Lixão do Jóquei, Brasília, Distrito Federal do Brasil: Site investigation, groundwater monitoring, and hydrochemical analysis. Status Report I. Project: IWAS – ÁguasDF, Sub-project 3 “Hydrological cycle”. Helmholtz – Centre for Environmental Research – UFZ. 38 p.
- TCHOBANOGLIOUS, G. & O’LEARY, P. R. (2002). Landfilling. Handbook of Solid Waste Management. G. Tchobanoglous & Kreith (eds.), F. McGraw-Hill, New York, USA, pp. 14.1 – 14.93.
- TECHNIPLAN (1996). Basic sanitation program for the Federal District [texto] : project nº BR-0241 : solid waste management in the Federal District area / Federal Republic of Brazil, Inter-American Development Bank. Roma, Itália, 115 p.
- TOWLE, K.M., JACOBS, N.F.B., KEENAN, J.J., & MONNOT, A.D. (2018). The Cancer Risk Associated with Residential Exposure to Soil Containing Radioactive Coal Combustion Residuals. *Risk Analysis*, 38(6): 1107–1115.
- TOWNSEND, T. G., POWELL, J., JAIN, P., XU, Q., TOLAYMAT, T. & REINHART, D. (2015). Sustainable Practices for Landfill Design and Operation. Springer, New York, USA, 472 p.
- TWARDOWSKA, I. (2004). Solid waste: what is it?. Solid Waste: Assessment, Monitoring and Remediation, I. Twardowska (eds.), Elsevier Ltd, Oxford, UK, pp. 3-32.
- UNITED NATIONS OFFICE FOR DISASTER RISK REDUCTION – UNISDR (2016). Report of the open-ended intergovernmental expert working group on indicators and terminology relating to disaster risk reduction. United Nations. 16-21184. 41 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA (1988). Copper (CASRN 7440-50-8) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 7 p.
- _____. (1989a). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002. USEPA, USA, 291 p.
- _____. (1989b). Cadmium (CASRN 7440-43-9) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 11 p.
- _____. (1991a). Guidelines for Reproductive Toxicity Risk Assessment . EPA/630/R-96/009. USEPA, USA. 143 p.
- _____. (1991b). Nitrate (CASRN 14797-55-8) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 11 p.
- _____. (1994). Nickel, soluble salts (CASRN Various) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 12 p.

- _____. (1995a). Mercury, elemental (CASRN 7439-97-6) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 21 p.
- _____. (1995b). Manganese (CASRN 7439-96-5) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 46 p.
- _____. (1998). Chromium(VI) (CASRN 16065-83-1) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 33 p.
- _____. (2000). Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. EPA/630/R-00/002. USEPA, USA. 209 p.
- _____. (2002). Supplemental guidance for deloping soil screening levels for Superfund sites. OSWER 9355.4-24. USEPA, USA.
- _____. (2003). OSWER Directive 9258.7-53. USA, 4 p.
- _____. (2004a). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). EPA/540/1-89/002. USEPA, USA, 156 p.
- _____. (2004b). Lead and compounds (inorganic) (CASRN 7439-92-1) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 14 p.
- _____. (2005a). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/P-03/001F. USEPA, USA. 166 p.
- _____. (2005b). Zinc and Compounds (CASRN 7440-66-6) Chemical Assessment Summary. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. 21 p.
- _____. (2011). Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. EPA/600/R-090/052F. USEPA, USA, 1436 p.
- _____. (2018). IRIS Assessment Plan for Ammonia and Ammonium Salts: Noncancer Assessment for Oral Exposure (Scoping and Problem Formulation Materials). EPA/635/R-18/041. USA, 32 p.
- _____. (2019). Integrated Risk Information System (IRIS) Assessments. Disponível em: < https://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/atoz.cfm>
- VALLERO, D. A. (2003). Engineering the risks of hazardous wastes. Elsevier. 329 p.
- VAN GENUTCHEN, M. T. & ALVES, W., J. (1982). Analytical Solutions of the One-Dimensional Convective-Dispersive Solute Transport Equation. U.S. Department of Agriculture, Technical Bulletin No. 1661, 151 p.

- VECCHIA, B., E. & BUNGE, A., L. (2003). Skin absorption databases and predictive equations. *Transdermal Drug Delivery*. R. H. Guy & J. Hadgraft (eds.), Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 57 – 141.
- WARITH, M. A. (2003). Solid waste management – New trends in landfill design. *Emirates Journal for Engineering Research*, 8(1): 61-70.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO (1993). *Guidelines for drinking-water quality – Volume 1: Recommendations*. 2 ed. Genebra, Suíça, 202 p.
- _____. (2003). Ammonia in Drinking-water. WHO/SDE/WSH/03.04/03. Genebra, Suíça, 9 p.
- _____. (2006). *Dermal absorption*. WHO Press: Genebra, Suíça, 216 p.
- _____. (2010). *WHO Human Health Risk Assessment Toolkit: Chemical Hazards*. WHO Press: Genebra, Suíça, 88 p.
- _____. (2013). Chloride in Drinking-water. WHO/SDE/WSH/03.04/03. Genebra, Suíça, 9 p.
- ZEE - ZONEAMENTO ECOLÓGICO E ECONÔMICO DO DISTRITO FEDERAL. (2011). *Relatório do Meio Físico e Biótico, Subproduto 3.1, volume 2. Relatório técnico*, Brasília, DF, 172 p.
- ZHENG, N., LIU, J., WANG, Q., & LIANG, Z. (2010). Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China. *Science of the Total Environment*, 408(4): 726–733.

ANEXO A – Amostragem realizada por Pereira et al. (1997).

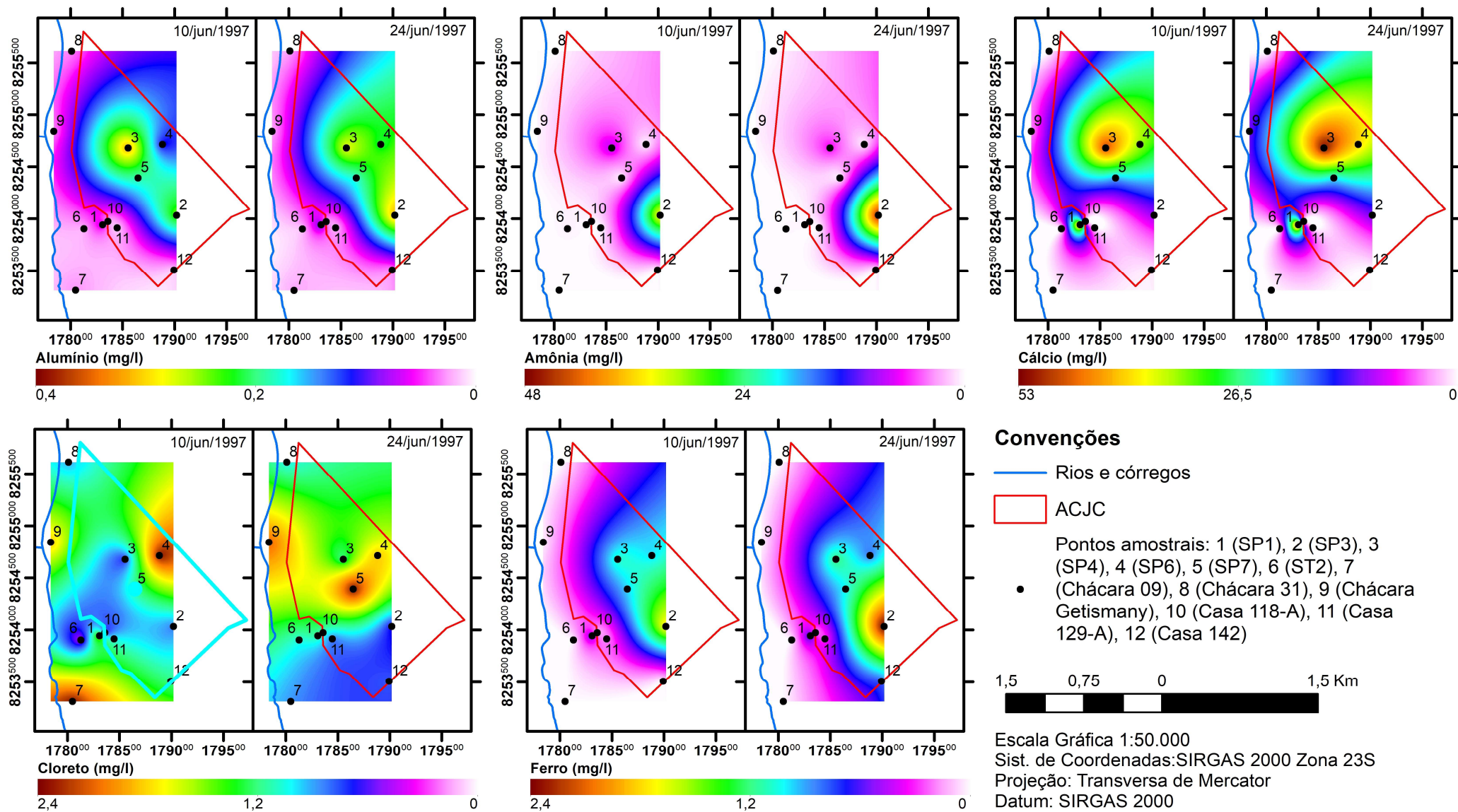


Figura (Anexo) A.1 - Concentração de espécies químicas (Al, Amônia, Ca, Cloreto, Fe) na zona saturada no ACJC.

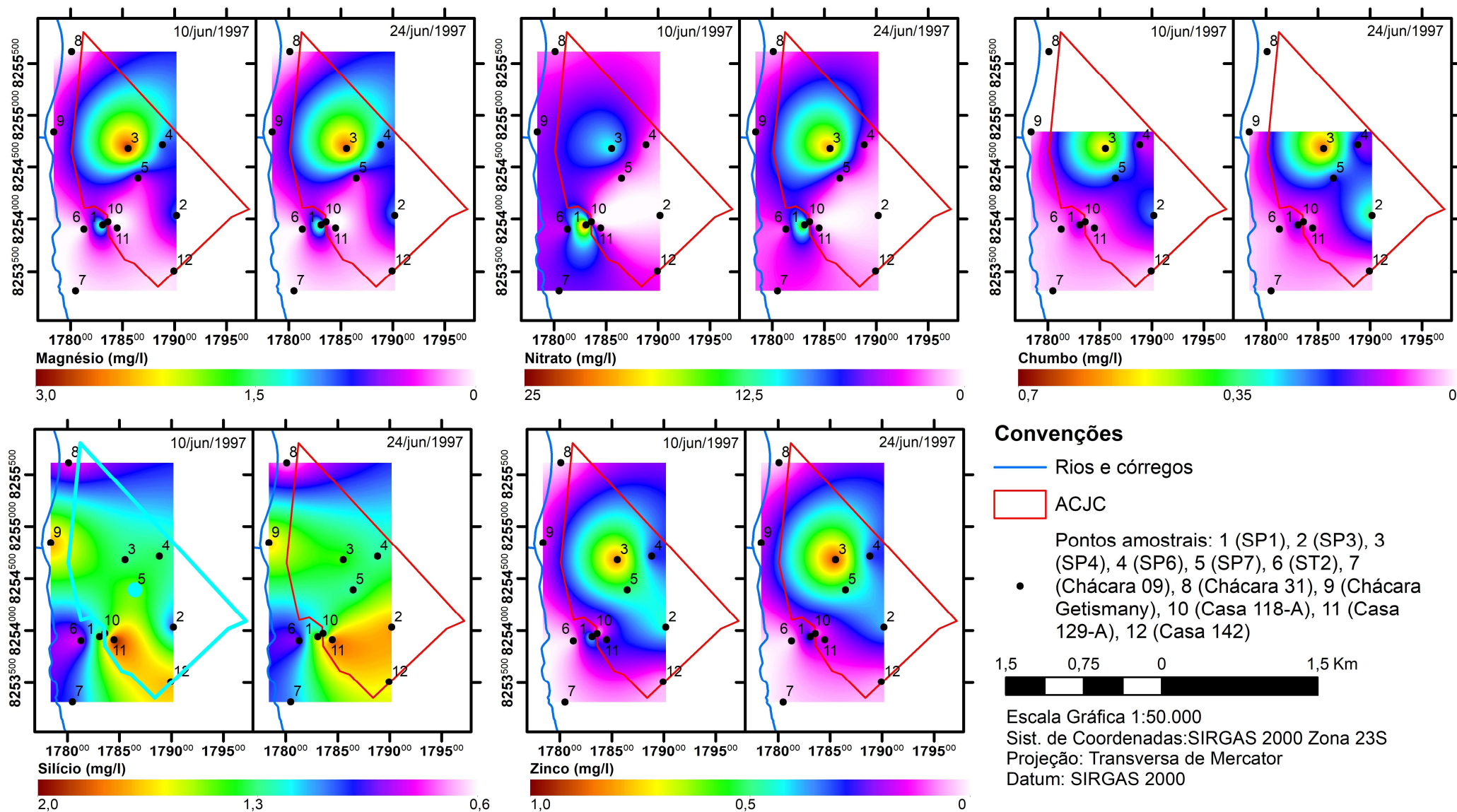


Figura (Anexo) A.2 – Concentração de espécies químicas (Mg, Nitrato, Pb, Si, Zn) na zona saturada no ACJC.

ANEXO B – Resumo dos pontos da zona saturada amostrados por Araújo (1996), Franco (1996), Pereira et al. (1997) e Carneiro (2002)

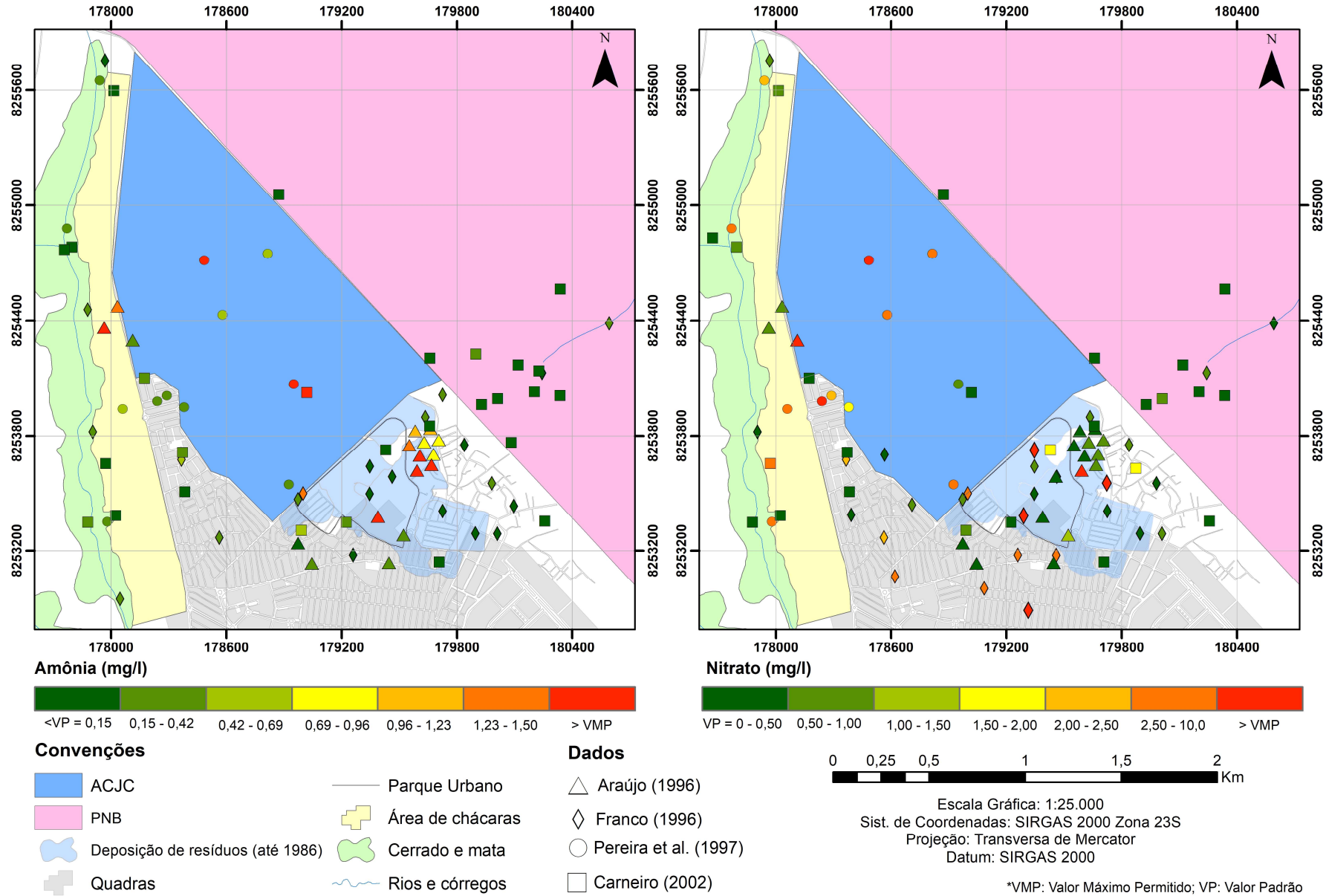


Figura (Anexo) B.1 – Concentrações de amônia e nitrato em comparação com os seus valores padrão e valores máximos permitidos (VMP).

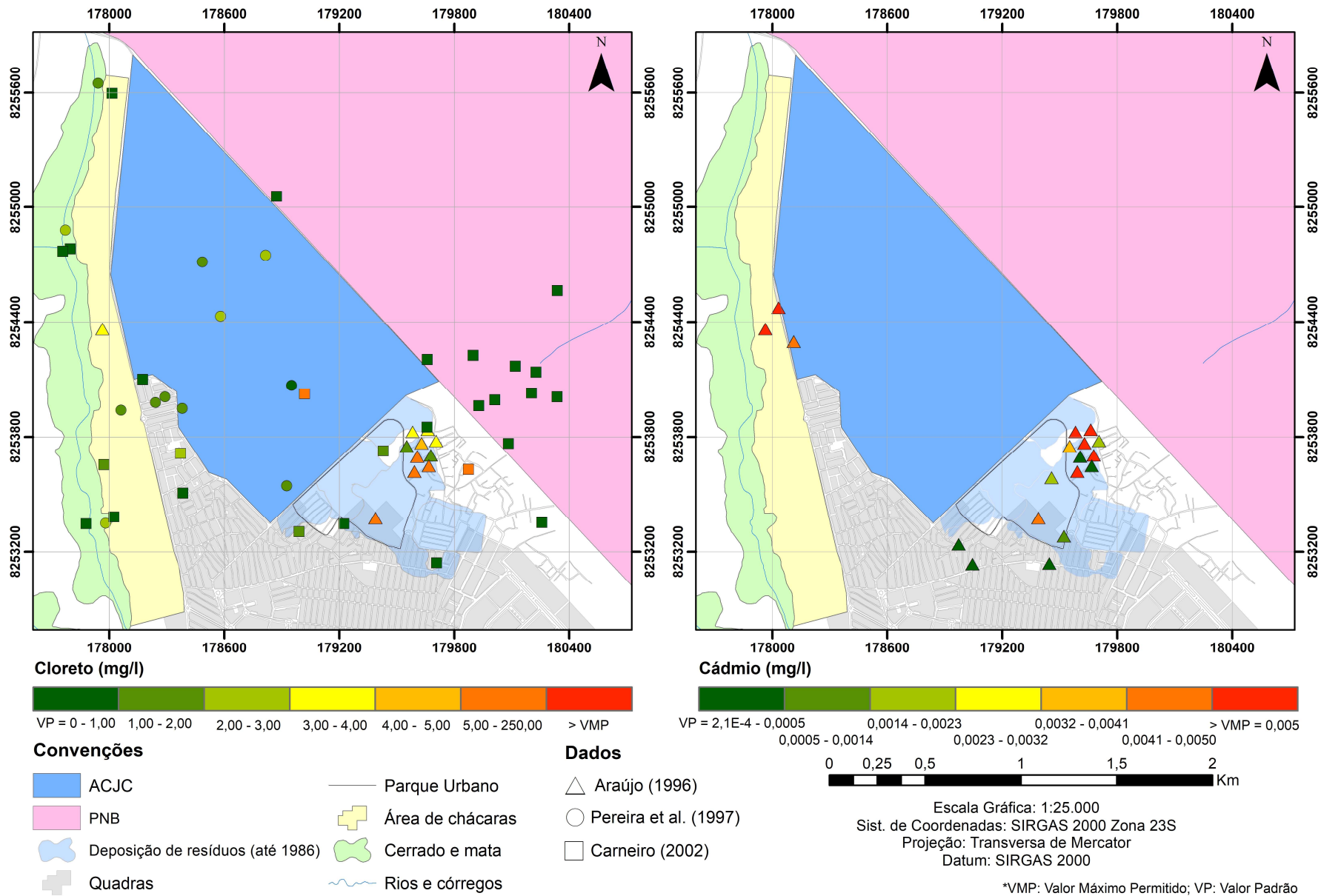


Figura (Anexo) B.2 - Concentrações de cloreto e cádmio em comparação com os seus valores padrão e valores máximos permitidos (VMP).

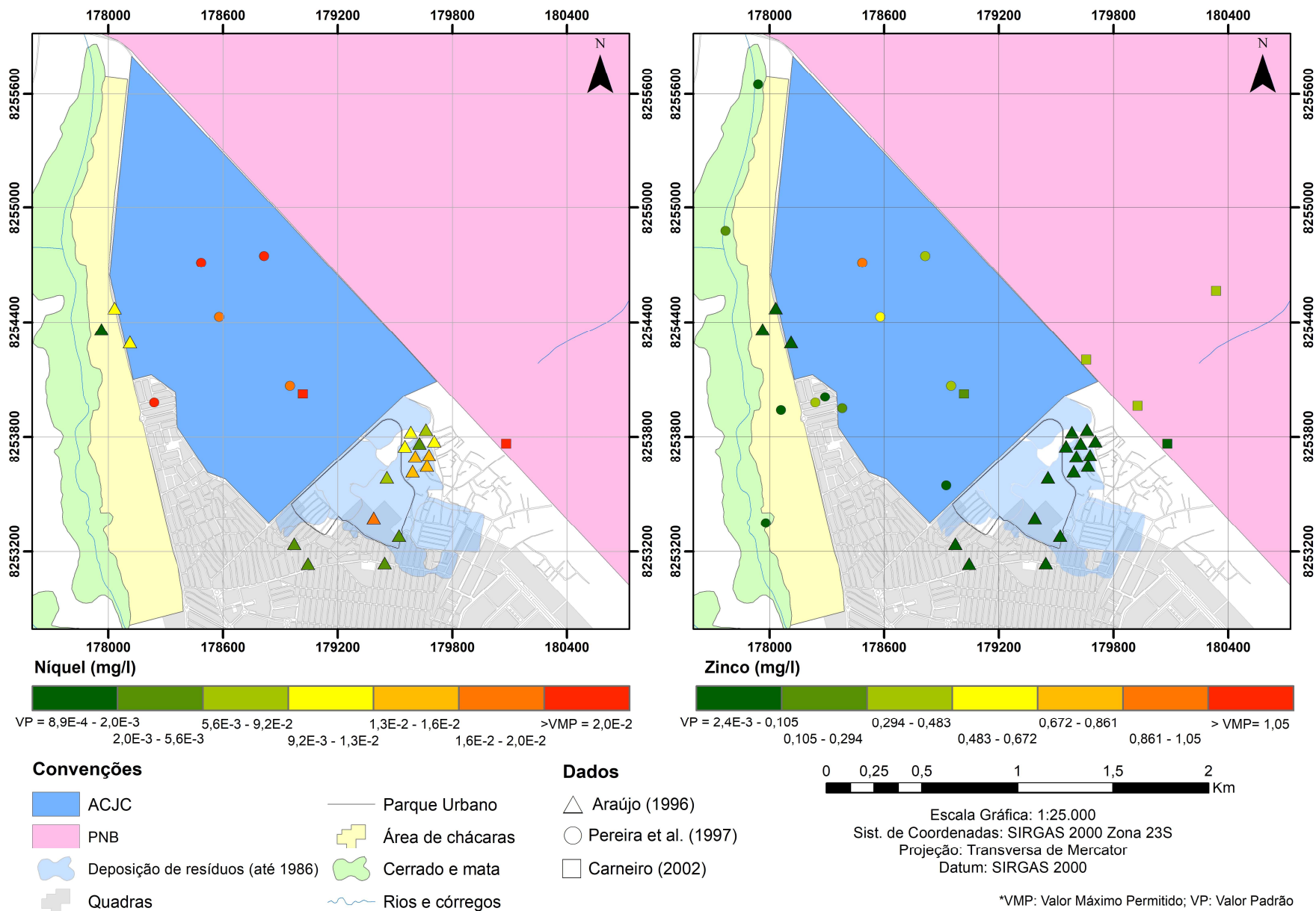


Figura (Anexo) B.3 – Concentrações de níquel e zinco em comparação com os seus valores padrão e valores máximos permitidos (VMP).

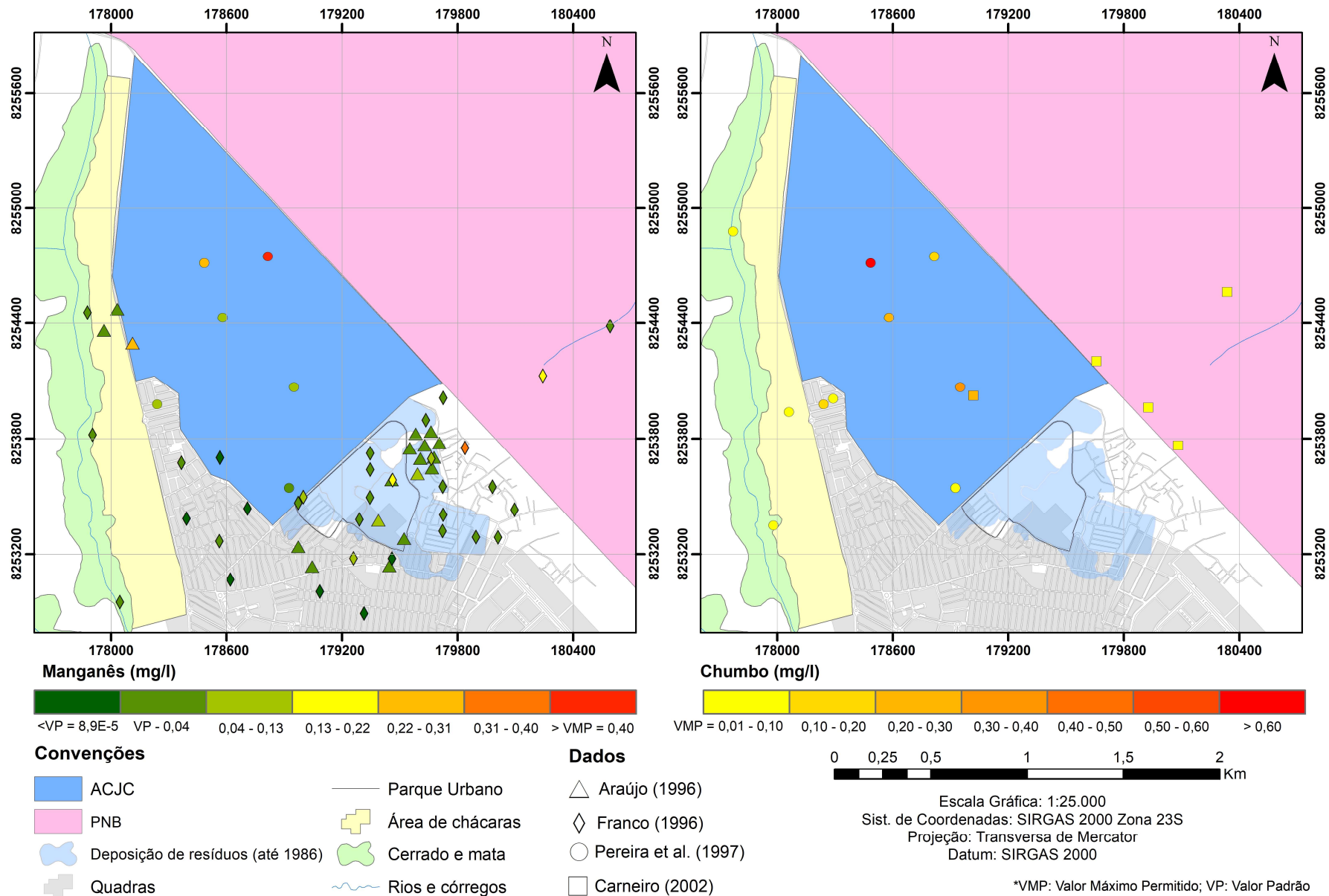


Figura (Anexo) B.4 – Concentrações de manganês e chumbo em comparação com os seus valores padrão e valores máximos permitidos (VMP).

ANEXO C – Amostragem do chorume e da zona não saturada realizada por Santos (1996).

Tabela (Anexo) C.1 – Composição do chorume produzido no ACJC (Ponto a 3m da Figura (Anexo) C.1)

Amostra	Concentrações	Amostra	Concentrações	Amostra	Concentrações	Amostra	Concentrações
Condutividade	7700 - 11420	La	0,0343 - 0,0460	Mg	17,54 - 36,22	Al	0,2651 - 0,779
pH	7,45 - 7,7	Mo	0,076 - 0,1012	Fe	4,903 - 9,89	Cr	0,0399 - 0,0505
Amônia	905 - 955	Sr	0,3720 - 0,868	Si	1,381 - 7,43	Mn	0,0583 - 0,1295
Nitrato	120	Y	0,0041 - 0,0044	Ni	0,1529 - 0,2475	Ba	0,0581 - 0,2674
Fosfato	2	Ti	0,0148 - 0,0496	Zr	0,0420 - 0,0602	Co	0,0752 - 0,1123
TDS	5710 - 6720	Ca	41,1 - 80,4	Cu	0,0142 - 0,0362	Zn	0,0639 - 0,1676
Cd	0,0265 - 0,051	V	0,0306 - 0,0338	Be	0,0022 - 0,0023	P	1,304 - 3,336

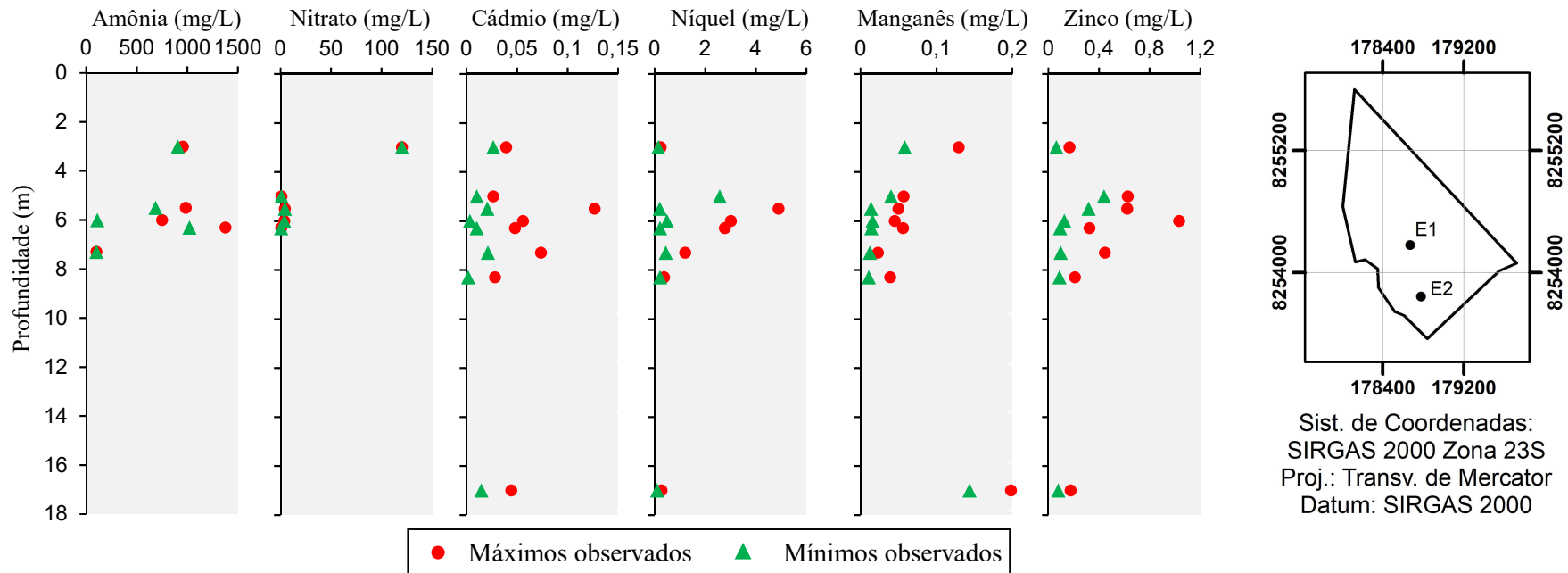


Figura (Anexo) C.1 – Concentração das espécies químicas na zona não saturada para os pontos E1 e E2.

ANEXO D – Amostragem e análise de solos superficiais realizada por Santana et al. (2008)

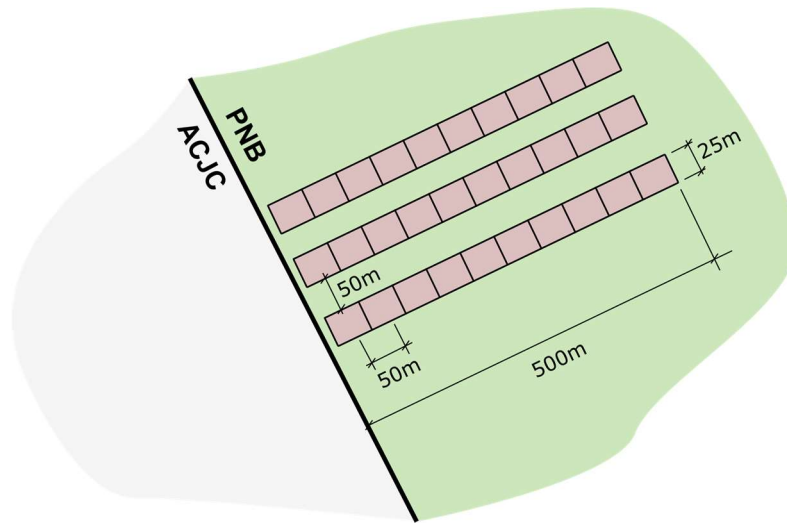


Figura (Anexo) D.1 – Esquema de amostragem adotado por Santana et al. (2008)

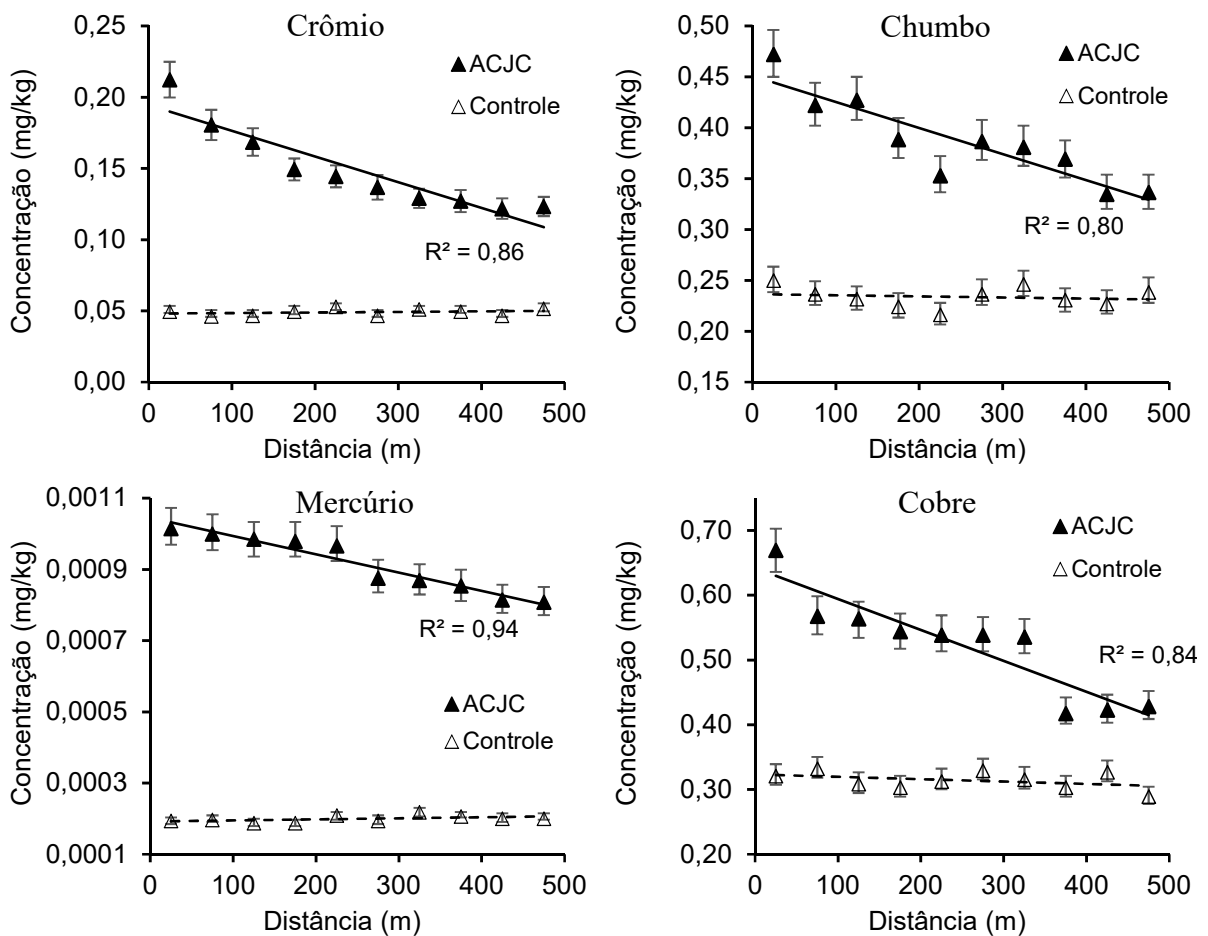
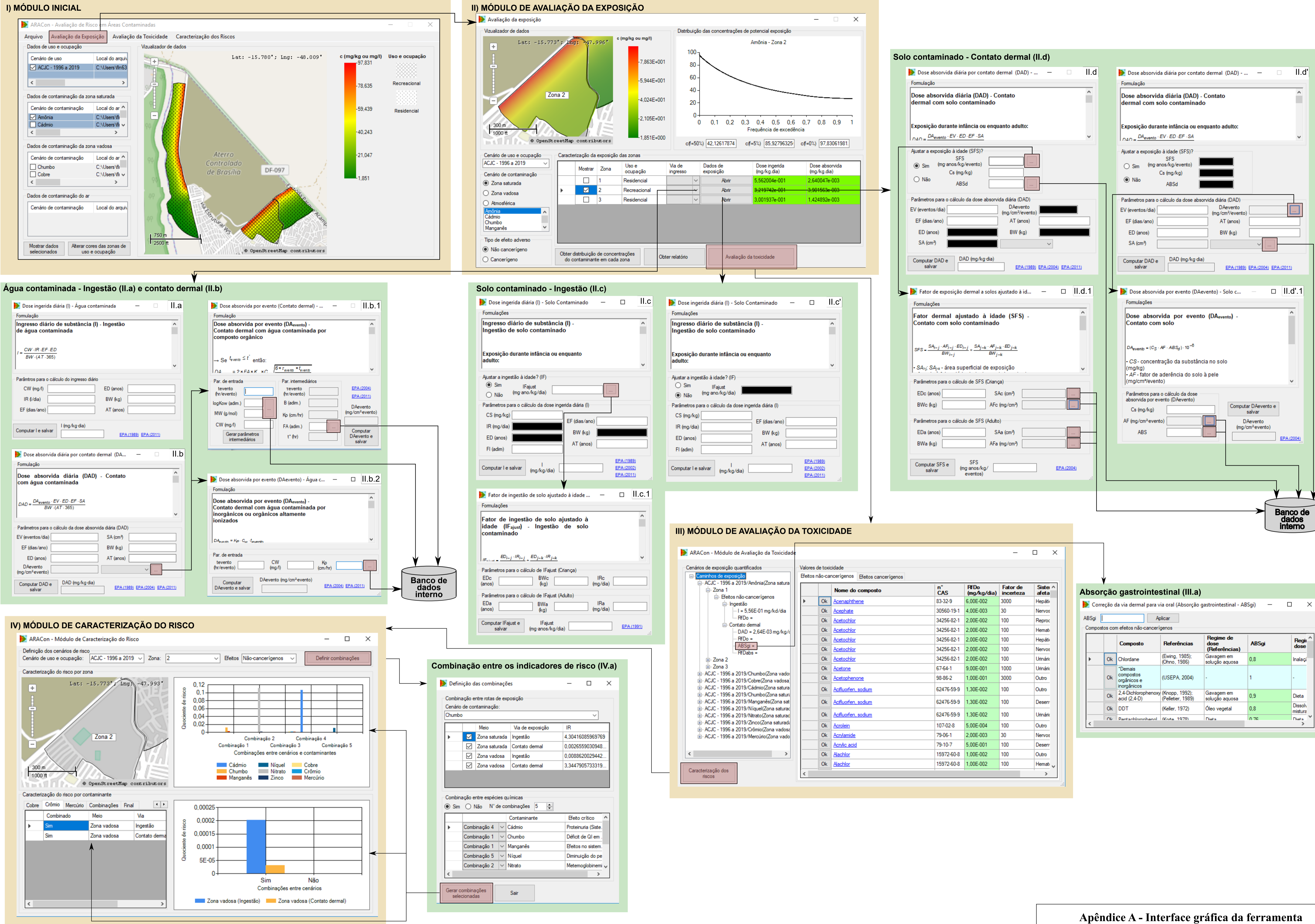


Figura (Anexo) D.2 – Variação da concentração dos contaminantes no solo com a distância em relação ao aterro e concentrações no solo da área de controle



Apêndice A - Interface gráfica da ferramenta